



ИБРАЭ

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
Институт проблем безопасного развития атомной энергетики

С. В. Антипов, В. Д. Ахунов, В. П. Билашенко, В. Л. Высоцкий,
Д. И. Гичев, Н. А. Дианский, Р. И. Калинин, Н. И. Лысенко,
А. А. Саркисов, А. С. Саркисян, Ю. В. Сивинцев,
П. А. Шведов, Ю. П. Шульган

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ЭКСПЛУАТАЦИИ И УТИЛИЗАЦИИ ОБЪЕКТОВ АТОМНОГО ФЛОТА В ДАЛЬНЕВОСТОЧНОМ РЕГИОНЕ



РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики

ТРУДЫ ИБРАЗ

Под редакцией
академика РАН *А. А. Саркисова*

**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ
ЭКСПЛУАТАЦИИ И УТИЛИЗАЦИИ ОБЪЕКТОВ
АТОМНОГО ФЛОТА В ДАЛЬНЕВОСТОЧНОМ РЕГИОНЕ**

Москва 2010

Рецензенты:

академик РАН Н. Н. Пономарев-Степной,
доктор технических наук Л. Б. Гусев

Радиоэкологические последствия эксплуатации и утилизации объектов атомного флота в Дальневосточном регионе / С. В. Антипов, В. Д. Ахунов, В. П. Билашенко, В. Л. Высоцкий, Д. И. Гичев, Н. А. Дианский, Р. И. Калинин, Н. И. Лысенко, А. А. Саркисов, А. С. Саркисян, Ю. В. Сивинцев, П. А. Шведов, Ю. П. Шульган ; под ред. акад. РАН А. А. Саркисова ; Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. — М., 2010. — 388 с. — (в пер.).

В работе описаны радиоэкологические проблемы, связанные с эксплуатацией и утилизацией выведенных из эксплуатации ядерно- и радиационно-опасных объектов Тихоокеанского флота.

Рассмотрены источники опасности, исходящей от этих объектов, сценарии развития возможных аварийных ситуаций, их воздействие на персонал, население и окружающую среду. Выявлены узкие места и проблемы, осложняющие проведение работ по утилизации и реабилитации загрязненных территорий. Предложены способы оптимизации и намечены основные пути решения существующих проблем.

Для специалистов в области ядерной, радиационной и экологической безопасности, а также представителей технической интеллигенции и общественности, интересующихся проблемами Тихоокеанского атомного флота.

ISBN 978-5-9907220-3-3

Содержание

Принятые сокращения.....	5
Введение.....	7
1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе.....	9
1.1. Особенности Дальневосточного региона	9
1.2. Характеристика ядерных и радиационных объектов региона как источников ядерной, радиационной и экологической опасности	18
1.3. Описание существующей инфраструктуры утилизации и особенностей обращения с АПЛ, ОЯТ и РАО на различных объектах Дальневосточного региона	65
2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота.....	81
2.1. Обращение с отработавшим ядерным топливом АПЛ	81
2.2. Обращение с твердыми и жидкими радиоактивными отходами, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов ТОФ	112
2.3. Снятие с эксплуатации и утилизация радиоизотопных термоэлектрических генераторов	126
3. Реальная радиационная обстановка на объектах хранения и утилизации АПЛ и реакторных блоков, а также обращения и хранения ОЯТ и РАО.....	149
3.1. Объекты Приморского края	149
3.2. Объекты Камчатки	189
3.3. Объекты Хабаровского края	202
3.4. Морские районы захоронений РАО в Дальневосточном регионе	206
3.5. Выводы о состоянии радиационной обстановки в Дальневосточном регионе	225

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации	227
4.1. Источники радиационной опасности, исходящей от выведенных из эксплуатации объектов флота в современных условиях.....	227
4.2. Сравнительные потенциальные угрозы и риски, исходящие от выведенных из эксплуатации объектов флота с ЯЭУ, ОЯТ и РАО. Сценарии возможных аварийных ситуаций.....	243
4.3. Расчетные оценки распространения радионуклидов в воздушной среде от мест возможных аварий и их воздействие на природную среду и население.....	259
4.4. Оценки радиоэкологических последствий тяжелых радиационных аварий с трансграничным переносом на морской акватории Тихого океана	295
5. Концептуальные подходы к снижению угроз, исходящих от выведенных из эксплуатации объектов флота с ЯЭУ и радиационно-загрязненных территорий в Дальневосточном регионе.....	327
5.1. Необходимость стратегического планирования как основной инструмент планомерного снижения и ликвидации радиоэкологических угроз.....	327
5.2. Анализ факторов, влияющих на формирование Стратегической программы комплексной утилизации, и путей их учета.....	330
5.3. Методология определения приоритетов для многофакторного стратегического планирования при формировании программы комплексной утилизации для Дальневосточного региона.....	347
5.4. Концепция формирования Стратегической программы комплексной утилизации АПЛ в Дальневосточном регионе	359
Заключение	369
Литература	373

Принятые сокращения

АЗ	аварийная защита
АПЛ	атомная подводная лодка
АППУ	атомная паропроизводящая установка
АТО	атомное технологическое обслуживание
АЭС	атомная электростанция
БЗ	биологическая защита
БКВ	береговой комплекс выгрузки ОЯТ из реакторов АПЛ
БТБ	береговая техническая база
ВВР	водо-водяной реактор
ВВД	воздух высокого давления
ВМФ	Военно-морской флот
ВХВ	вредные химические вещества
ГВД	газ высокого давления
ГРО	горючие радиоактивные отходы
ДВО РАН	Дальневосточное отделение РАН
ЖВЗ	железородная защита
ЖРО	жидкие радиоактивные отходы
ЗН	зона наблюдения
ЗРРБ	зона режима радиационной безопасности
ЗСР	зона строгого режима
ИИИ	источник ионизирующих излучений
ИОС	ионообменные смолы
ИСУП	информационная система управления программой
КР	корпус реактора
МАГАТЭ	Международное агентство по атомной энергии
МНТП РАО	Международные научно-технические программы по радиоактивным отходам
МРО	металлические радиоактивные отходы
МЭД	мощность эквивалентной дозы
НИКИЭТ	Научно-исследовательский и конструкторский институт энерготехники им. Н. А. Доллежала
НК	надводный корабль
ОВОС	оценка воздействия на окружающую среду
ОНУА	отходы низкой удельной активности
ОТВС	отработавшая тепловыделяющая сборка
ОЯТ	отработавшее ядерное топливо
ПГ	парогенератор
ПВХ	пункт временного хранения
ПДК	предельно допустимая концентрация

ПДС	предельно допустимый сброс
ПДХ	пункт долговременного хранения
ПЕ	плавучая емкость
ПЗО	плавучий завод по очистке ЖРО
ПК	прочный корпус
ПКУ	программа комплексной утилизации
ПМ	плавучая мастерская
ПО	производственное объединение
ППУ	паропроизводящая установка
ПТБ	плавучая техническая база
РАО	радиоактивные отходы
РБ	реакторный блок
РВ	радиоактивные вещества
РИТ	радиоизотопный источник тепла
РИТЭГ	радиоизотопный термоэлектрический генератор
РО	реакторный отсек
СМП	Стратегический «Мастер-план»
СРЗ	судоремонтный завод
СУЗ	система управления и защиты ядерного реактора
СУУ (СТР)	Соглашение об уменьшении угрозы (между Российской Федерацией и США)
СЦР	самопроизвольная цепная реакция
ТАКР	тяжелый атомный ракетный крейсер
ТВС	тепловыделяющая сборка
ТК	транспортный контейнер
ТНТ	технический наливной танкер
ТОФ	Тихоокеанский флот
ТРО	твердые радиоактивные отходы
ТТС	транспортно-технологическая схема обращения с ОЯТ
ТУК	транспортный упаковочный контейнер
ТУЭ	трансурановые элементы
ТЭИ	технико-экономические исследования
ФГУП	федеральное государственное унитарное предприятие
ЦБЗ	цистерны биологической защиты
ЦГБ	цистерны главного балласта
ЯМ	ядерные материалы
ЯРБ	ядерная и радиационная безопасность
ЯЭУ	ядерная энергетическая установка

Введение

Создание в 60-е годы прошлого столетия и последующая эксплуатация кораблей с ядерными энергетическими установками дало Военно-морскому флоту новые, невиданные ранее возможности, сделало неограниченным радиус его действия, повысило его мощь, неуязвимость и т. д. Но использование ядерной энергии породило и новые проблемы, создало ряд потенциальных радиэкологических угроз в районах базирования и службы флота, в местах ремонта и обслуживания кораблей, а также их утилизации. К сожалению, не все эти угрозы остались лишь потенциальными. В результате нарушения технологической дисциплины, непредвиденного стечения обстоятельств, а иногда и вследствие неразумной технической политики часть этих угроз реализовалась и привела к радиационным авариям и инцидентам, загрязнению территорий и акваторий.

Экологическая тема всегда привлекала пристальное, настороженное внимание общества, средств массовой информации. Особенно это касается вопросов, связанных с радиацией, поскольку они в наименьшей степени понятны людям, не имеющим специального образования, а все непонятное пугает. Кроме того, здесь существенную роль играло отсутствие полной и точной информации о ситуации, о возможных последствиях нештатных или аварийных случаев. Из-за недостатка информации, непонимания часто происходило искажение фактов, появлялись нелепые слухи, возникало недоверие к специалистам и т. д. Все это обострилось после ряда крупных аварий в Производственном объединении (ПО) «Маяк» на Урале, на Чернобыльской АЭС, на судоремонтном заводе в бухте Чажма Приморского края. И хотя после этого было написано огромное число научных работ, популярных статей, книг, проблема недоверия и непонимания остается.

Поэтому авторы решили собрать, обобщить и представить в виде, доступном не только узким специалистам, а всем имеющим или получающим техническое образование, интересующимся вопросами экологии, материалы, связанные с радиэкологическими последствиями эксплуатации и утилизации объектов Военно-морского флота с ядерными энергетическими установками в Дальневосточном регионе.

Необходимо отметить особое значение Дальневосточного региона России. Оно связано с его географическим положением, геополитической обстановкой, протяженными сухопутными и морскими границами с крупнейшими и экономически развитыми странами — Китаем, США и Японией. Огромное значение имеют также биоресурсы и природные ресурсы Тихого

океана, зоны шельфа, заинтересованность в них многих азиатских (и не только азиатских) стран. В регионе существуют и продолжают развиваться разветвленные транспортные коммуникации. Соответственно любое отрицательное воздействие на природную среду или угроза такого воздействия болезненно воспринимается не только нашим населением, но и населением сопредельных государств. Поэтому информация о существующих и потенциальных источниках радиоактивных загрязнений, возможных путях распространения радиоактивности и мерах по предотвращению такого распространения является крайне актуальной.

В предлагаемой вниманию читателя работе описаны радиоэкологические проблемы, связанные с эксплуатацией и утилизацией выведенных из эксплуатации ядерно- и радиационно-опасных объектов Тихоокеанского флота (ТОФ). Последовательно рассмотрены источники реальной и потенциальной опасности, исходящей от этих объектов, сценарии развития возможных аварийных ситуаций, их воздействие на персонал, население и окружающую среду. Приведены способы и методы утилизации атомных подводных лодок (АПЛ), надводных кораблей с ядерными энергетическими установками (НК с ЯЭУ) и судов атомного технологического обслуживания (АТО), обращения с отработавшим ядерным топливом (ОЯТ), радиоактивными отходами (РАО), реакторными блоками (РБ) и аварийными АПЛ. Выявлены узкие места и проблемы, осложняющие проведение работ по утилизации и реабилитации зараженных территорий. Намечены основные пути решения возникших проблем.

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

1.1. Особенности Дальневосточного региона

Около трети из почти 250 атомных подводных лодок и надводных кораблей с ядерными энергетическими установками, построенных в СССР, а затем в Российской Федерации, базировалось в Дальневосточном регионе. Протяженность района базирования составляла более 2500 км (1500 морских миль) — от Приморья до Камчатки. Основные пункты базирования и ремонта атомных кораблей располагались в районах Владивостока, Петропавловска-Камчатского и Советской Гавани. И именно эти районы подвергались наибольшей потенциальной радиозкологической опасности и реальному радиоактивному загрязнению. Массовый вывод из эксплуатации кораблей Военно-морского флота (ВМФ) с ядерными энергетическими установками, наибольшая интенсивность которого пришлась на середину 90-х годов (**рис. 1.1**), вызвал резкое обострение проблемы обеспечения ядерной, радиационной и экологической безопасности в местах отстоя, хранения, утилизации кораблей и реабилитации соответствующих территорий (**рис. 1.2 и 1.3**). В Дальневосточном регионе обнаружилось свои «узкие места» и свои особенности решения проблемы, которые не были характерны для Северо-Западного региона.

Отсутствие в жизненном цикле атомных подводных лодок и надводных кораблей с ядерной энергетической установкой заранее проработанной концепции их утилизации породило целый ряд проблем, потребовавших оперативного разрешения. Существовавшая в указанный период инфраструктура предприятий судостроительной и судоремонтной промышленности Дальневосточного региона была ориентирована на строительство атомных кораблей и их ремонт, а к утилизации АПЛ к началу массового вывода их из эксплуатации также оказалась не готова.

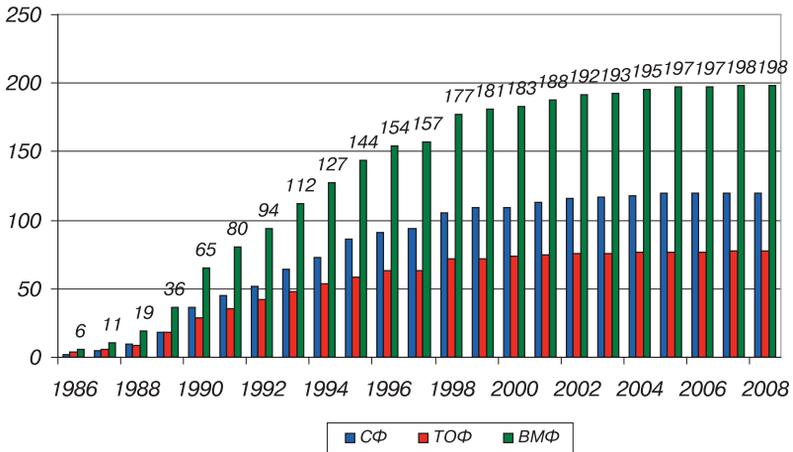


Рис. 1.1. Динамика вывода из боевого состава атомных подводных лодок ВМФ

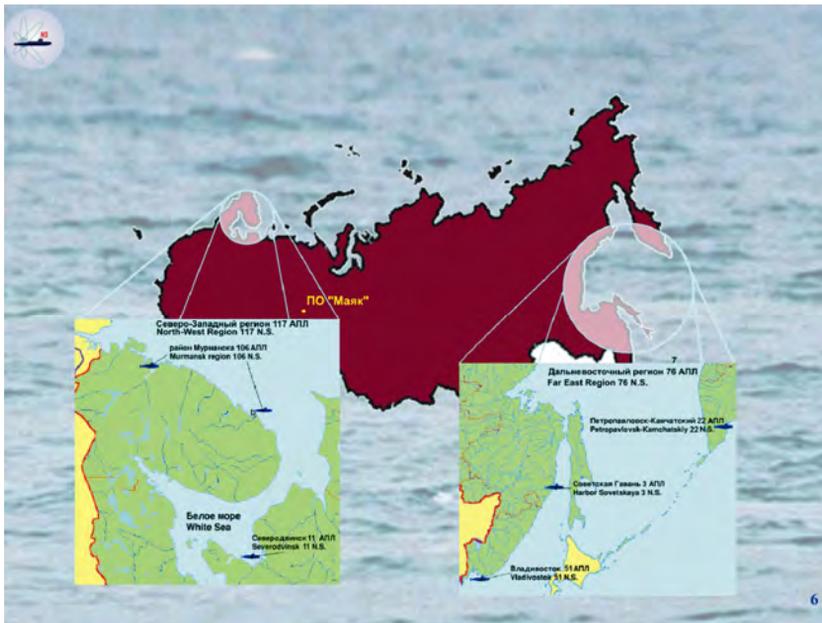


Рис. 1.2. Регионы утилизации кораблей с ЯЭУ и реабилитации бывших баз ВМФ на территории России

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе



Рис. 1.3. Районы расположения радиационно-опасных объектов на Дальнем Востоке России

По указанным причинам в процессе утилизации АПЛ и РК с ЯЭУ появилась ранее не предусмотренная и поэтому не регламентированная обычным порядком стадия, связанная с длительным хранением их на плаву с не выгруженным ядерным топливом.

При низких возможностях выгрузки ОЯТ и утилизации, составлявших три-четыре АПЛ в год (**рис. 1.4**), этот процесс грозил растянуться на долгие годы, а с учетом плохого технического состояния многих выведенных из эксплуатации АПЛ и объектов инфраструктуры сложившаяся ситуация создает реальные риски возникновения ядерных и радиационных инцидентов. Это усугубляется рядом дополнительных осложняющих факторов:

- большим рассредоточением мест расположения выведенных из эксплуатации объектов флота и обеспечивающей инфраструктуры;
- наличием аварийных АПЛ в Приморском крае;
- наличием зон с неблагоприятной радиоэкологической обстановкой (бухты Павловского и Чажма);
- сложными климатическими условиями и сейсмической опасностью в зоне размещения радиационно-опасных объектов флота на Камчатском полуострове.

В 1998 г. постановлением Правительства Российской Федерации государственным заказчиком — координатором работ по комплексной утилизации АПЛ и НК с ЯЭУ, выведенных из состава Военно-морского флота,

а также экологической реабилитации радиационно-опасных объектов ВМФ был определен Минатомом России (ныне Росатом). Минатомом России были сформулированы основные направления деятельности, в первую очередь по определению оптимальных путей развития и совершенствования существующей инфраструктуры предприятий — исполнителей работ по утилизации и транспортно-технологическим схемам обращения с ОЯТ и РАО.

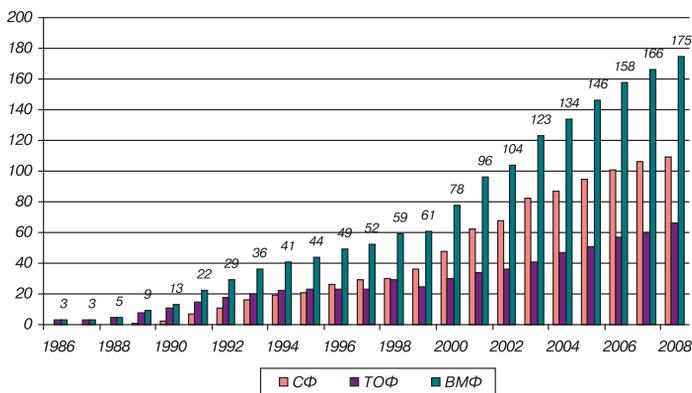


Рис. 1.4. Динамика выгрузки ОЯТ из АПЛ

На основе выполненных исследований были разработаны Концепция [80] и Программа комплексной утилизации АПЛ (НК с ЯЭУ), которые согласованы с заинтересованными министерствами и ведомствами и прошли государственную экологическую экспертизу. Концепция утверждена Минатомом России.

В соответствии с упомянутой Концепцией ОЯТ выведенных из эксплуатации АПЛ подлежит выгрузке из реакторов и последующему вывозу на переработку в защитных транспортных контейнерах. Концепцией также определена одна из приоритетных задач утилизации АПЛ — выгрузка ОЯТ из реакторов, а также безопасное обращение с радиоактивными отходами с целью максимального снижения риска радиоэкологических инцидентов, связанных с хранением АПЛ на плаву и их утилизацией.

Однако многие программные вопросы, сформулированные в Концепции, еще не решены, и сложившееся к настоящему времени положение в сфере комплексной утилизации АПЛ в Дальневосточном регионе таково:

- ни одна из выведенных из эксплуатации АПЛ не утилизирована в полном объеме до формирования реакторного отсека (РО) с установкой его на длительное и контролируемое береговое хранение; площадка для такого хранения еще не создана;

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

- находящиеся на плаву в ожидании утилизации АПЛ и реакторные блоки требуют постоянного контроля плавучести в связи с ухудшением их технического состояния;
- две бывшие береговые технические базы (БТБ) ВМФ в бухтах Сысоева и Крашенинникова содержат большое количество ОЯТ и РАО, истинное состояние которых не вполне ясно, территории БТБ требуют реабилитации;
- не решены задачи утилизации судов атомно-технологического обслуживания и НК с ЯЭУ; требует специальных решений, технологий и дополнительного финансирования проблема утилизации двух АПЛ с аварийными ЯЭУ, являющимися открытыми источниками радиоактивного загрязнения окружающей среды;
- постоянно происходит накопление твердых радиоактивных отходов в связи с тем, что отсутствуют установки по их переработке, не приняты решения относительно места их длительного захоронения и строительства соответствующих сооружений;
- вредные химические вещества, образующиеся при утилизации АПЛ, не перерабатываются и продолжают накапливаться на территории судоремонтных заводов, создавая потенциальную угрозу загрязнения окружающей среды;
- серьезную проблему представляет утилизация АПЛ, находящихся на Камчатке, и доставка морским путем реакторных блоков в Приморье;
- вывоз ОЯТ из Приморского края на ПО «Маяк» невозможен из-за несоответствия технического состояния железной дороги на участке Большой Камень — Смоляниново требованиям, предъявляемым к перевозке ядерных материалов железнодорожным транспортом;
- не приняты полномасштабные меры по контролю над обеспечением нераспространения ядерных и радиационных материалов, требует дальнейшего совершенствования физическая защита;
- отсутствует единая автоматизированная система радиационного мониторинга, предупреждения, информационно-аналитической поддержки и кризисных ситуаций на ядерно- и радиационно-опасных объектах утилизации и в регионе в целом.

Во всех рассматриваемых случаях важным аспектом утилизации АПЛ является предотвращение воздействия выведенных из состава флота ядерно- и радиационно-опасных объектов на окружающую среду, что уже в течение многих лет является предметом озабоченности общества не только в нашей стране, но и за рубежом. Понимая масштаб проблемы, серьезность и опасность ситуации, международное сообщество начало оказывать России помощь в преодолении последствий «холодной войны»,

в частности, в деле комплексной утилизации АПЛ и реабилитации загрязненных территорий. По оценке Росатома, для завершения работ по утилизации российского атомного флота в Северо-Западном и Дальневосточном регионах до 2010—2012 гг. потребуются около 4 млрд долл. [8]. В настоящее время ежегодно на эти цели из бюджета Российской Федерации выделяется сумма, примерно равная 70 млн долл. При таком уровне финансирования работы могут затянуться на 40—50 лет, что совершенно недопустимо из-за прогрессивно нарастающего ухудшения технического состояния объектов утилизации. Потеря плавучести атомных кораблей и постепенное разрушение барьеров радиационной безопасности могут создать реальные угрозы масштабного загрязнения окружающей среды. Кроме того, неизбежно возрастет стоимость предстоящих работ из-за необходимости разработки новых технологий обращения с дефектным топливом, а также из-за усложнения и увеличения масштабов реабилитационных мероприятий.

В этой связи особенно актуальное значение приобретает помощь, оказываемая России в рамках двустороннего и многостороннего международного сотрудничества.

Интенсивное взаимодействие России с международным сообществом в вопросах утилизации АПЛ и экологической реабилитации радиационно-опасных объектов началось со второй половины 90-х годов.

Данные по финансированию работ по утилизации АПЛ в 1999—2006 гг. приведены на **рис. 1.5**. Учитывая объемы финансирования, выделяемые Россией на решение проблемы утилизации, и то обстоятельство, что резко-го увеличения этого финансирования за счет российского бюджета в ближайшее время ожидать не приходится, можно сделать вывод, что решить проблему утилизации АПЛ в ближайшие годы можно только с международной помощью.

Проблема утилизации АПЛ, выведенных из состава ВМФ России, обращения с ОЯТ и твердыми радиоактивными отходами (ТРО) на БТБ является одной из ключевых в программе Глобального партнерства по предотвращению распространения ядерных материалов и оружия массового уничтожения, принятой лидерами «большой восьмерки» в Кананаскисе (Канада) в июне 2002 г. и рассчитанной на десять лет [9]. Как видно из табл. 1.1, в основном международное сотрудничество активно развивается в Северо-Западном регионе России.

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

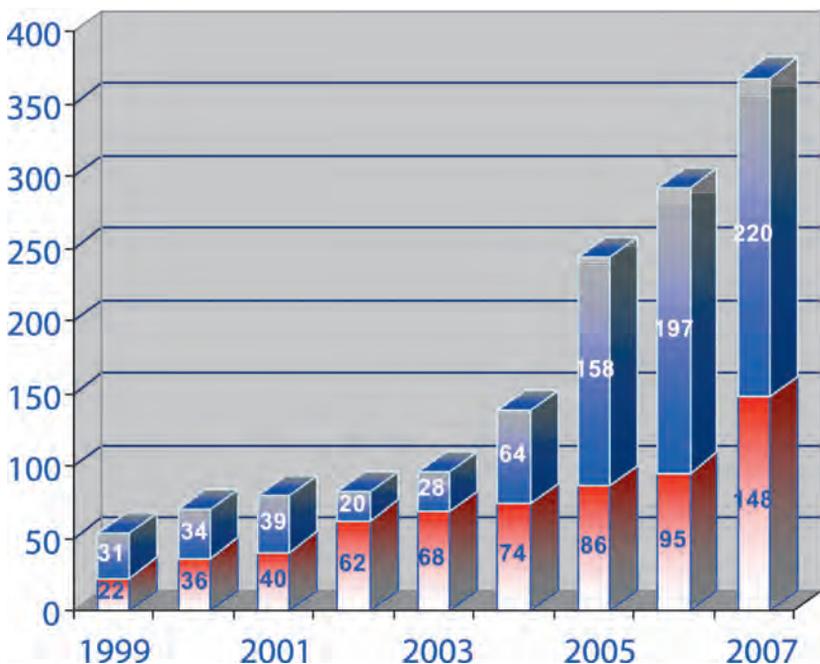


Рис. 1.5. Финансирование работ по комплексной утилизации АПЛ за счет средств России (нижние цифры) и международной помощи (верхние цифры), млн. долл.

Таблица 1.1. Данные по финансированию международным сообществом проектов по реализации программы комплексной утилизации и экологической реабилитации радиационно-опасных объектов

Решаемая задача	Реализуемое мероприятие	Страна-донор	Сумма контракта, млн долл.
1. Безопасное хранение АПЛ в базах отстоя	Строительство понтонов для поддержания на плаву АПЛ	ФРГ	4,40
2. Выгрузка и обращение с ОЯТ из реакторов АПЛ	Поддерживающий ремонт плавучей технической базы (ПТБ)	США	11,00
	Создание берегового комплекса выгрузки ОЯТ из реакторов АПЛ (БКВ) на судоремонтных заводах (СРЗ) «Звездочка» и «Звезда»	США	29,80
	Изготовление и поставка специальных вагонов для перевозки ОЯТ	США, Норвегия	1,90

Табл. 1.1 (окончание)

Решаемая задача	Реализуемое мероприятие	Страна-донор	Сумма контракта, млн долл.
	Разработка проекта хранилища ОЯТ на ПО «Маяк»	Великобритания	1,80
	Расширение площадки временно-го хранения ОЯТ на БКВ СРЗ «Звездочка» и «Звезда»	США	2,10
	Изготовление и поставка контейнеров ТУК-108/1	США	15,00
3. Разделка корпусов АПЛ с формированием РО	Оснащение СРЗ высокопроизводительным оборудованием для утилизации АПЛ	США	30,00
	Утилизация АПЛ стратегического назначения (26 АПЛ)	США	98,00
	Утилизация многоцелевых АПЛ:		
	2 АПЛ	Норвегия	12,70
	2 АПЛ	Великобритания	20,70
3 АПЛ	Канада	19,30	
1 АПЛ	Япония	4,00	
	Создание ПДХ РО в губе Сайда	ФРГ	35,70
4. Обращение с РАО при утилизации АПЛ	Создание инфраструктуры по переработке РАО на СРЗ	США	28,50
5. Обеспечение безопасных условий работы персонала БТБ	Строительство бытового корпуса и автодороги на БТБ в губе Андреева	Норвегия	7,70
	Развитие инфраструктуры по повышению безопасности персонала в губе Андреева	Норвегия Великобритания	2,50 3,10
6. Обращение с ОЯТ на БТБ	Создание условий для безопасного хранения ОЯТ в губе Андреева	Великобритания	1,00
	Разработка вариантов обращения с ОЯТ в губе Андреева	Великобритания	0,50
	Создание пункта хранения ОЯТ на РТП «Атомфлот»	Великобритания	2,00
7. Обращение с РАО на БТБ	Технико-экономические исследования по обращению с ТРО в губе Андреева	Швеция	0,55
8. Реабилитация зданий и сооружений БТБ	Обследование здания № 5 в губе Андреева	Великобритания	0,50

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

На Дальнем Востоке по соглашению от 17 июня 1992 г. между правительствами России и США о совместном уменьшении угрозы (СУУ, СТР) были созданы комплекс разделки корпусов АПЛ и переработки продуктов утилизации, береговой комплекс выгрузки и обращения с ОЯТ и утилизированы 13 АПЛ стратегического назначения.

По соглашению от 13 октября 1993 г. между правительствами России и Японии о сотрудничестве в области ликвидации подлежащего сокращению ядерного оружия был создан плавучий завод по очистке жидких радиоактивных отходов (ЖРО) «Ландыш» и участки кондиционирования и хранения низкоактивных РАО.

Часть перечисленных проектов, относящихся в основном к восстановлению или развитию промышленной инфраструктуры, уже завершена, остальные находятся в стадии реализации.

Программа утилизации стратегических АПЛ в Дальневосточном регионе в основном была завершена, тем не менее в 2003—2004 гг. Министерство обороны США продолжило финансирование технического обслуживания поставленного Соединенными Штатами оборудования, а также профинансировало расширение площадки временного хранения контейнеров с ОЯТ и создание второй очереди физической защиты на береговом комплексе выгрузки ОЯТ.

В развитие российско-японского межправительственного соглашения 1993 г. «О сотрудничестве в области разоружения, нераспространения и утилизации ядерных вооружений в Российской Федерации» правление Российско-японского комитета по сотрудничеству в июле 1999 г. принял решение о финансировании утилизации многоцелевой лодки класса «Виктор-3» и реконструкции участка железной дороги. Однако реализован был только один проект — утилизация одной многоцелевой АПЛ класса «Виктор-3». В 2006 г. подписано исполнительное соглашение с Японией на утилизацию еще пяти многоцелевых АПЛ, а весной 2007 г. заключен контракт на утилизацию одной из них. Исполнительное соглашение по реконструкции участка железной дороги Росатомом и МИДом Японии не подписано. В 2004 г. японская сторона отказалась от финансирования этого проекта. В 2004 г. Росатом передал МИД Японии перечень из шести проектов, которые предлагается осуществить в рамках реализации межправительственного соглашения от 13 октября 1993 г. и программы Глобального партнерства.

В 2004 г. к программе «Глобальное партнерство» присоединилась Австралия, выделив на утилизацию АПЛ в Дальневосточном регионе 7 млн долл. Однако в связи с отсутствием соответствующих межправительственных соглашений указанные средства были перечислены на счет технического

секретариата российско-японского комитета, и расходование этих средств будет осуществляться по согласованию с МИД Японии [152]. Предполагается, что они пойдут на утилизацию второй из пяти АПЛ. В то же время в Северо-Западном регионе только в течение 2003 г. подписаны контракты на утилизацию шести АПЛ.

Таким образом, сегодня можно констатировать, что реализация программы «Глобальное партнерство» в Дальневосточном регионе не развернута, а инфраструктура утилизации, предназначенная для выполнения этой программы, не загружена в полной мере.

Большое значение для России и всех стран Дальневосточного региона имеют состоявшийся в июне 2005 г. в Токио семинар «большой восьмерки» по Глобальному партнерству «Сделаем мир более безопасным!» и семинар Контактной экспертной группы Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) во Владивостоке в 2007 г., на которых еще раз названы и признаны на международном уровне глобальные проблемы безопасности мира в аспекте комплексной утилизации АПЛ, требующие участия всего мирового сообщества.

Для скорейшего решения этих проблем, приведения в безопасное состояние и повышения антитеррористической устойчивости объектов, содержащих ОЯТ и РАО, надежной защиты окружающей среды представляется совершенно необходимым не только интенсифицировать российско-японское и российско-австралийское сотрудничество в регионе, но и привлечь силы и средства других участников Глобального партнерства.

1.2. Характеристика ядерных и радиационных объектов региона как источников ядерной, радиационной и экологической опасности

Основными ядерными и радиационными объектами флота являются:

- атомные подводные лодки и трехотсечные (многоотсечные) блоки реакторных отсеков утилизированных АПЛ;
- надводные корабли с ядерными энергетическими установками;
- суда атомного технологического обслуживания;
- свежее и отработавшее ядерное топливо;
- радиоизотопные термоэлектрические генераторы (РИТЭГи);
- радиоактивные отходы (ТРО и ЖРО);
- радиационно-загрязненные территории, акватории и объекты инфраструктуры.

Ниже приведены обобщенные данные из открытых источников по этим объектам.

1.2.1. АПЛ и блоки реакторных отсеков утилизированных АПЛ

Большинство АПЛ Дальневосточного региона выведено из эксплуатации по истечении установленных сроков службы. Часть АПЛ была выведена из эксплуатации в процессе плановых ремонтов на судоремонтных предприятиях. Кроме того, в соответствии с международными соглашениями Российской Федерации по сокращению стратегических наступательных вооружений осуществлялся вывод из эксплуатации стратегических АПЛ независимо от сроков службы и технического состояния.

Подготовка выведенных из эксплуатации АПЛ к временному хранению на плаву и их хранение до передачи на утилизацию осуществляется Военно-морским флотом в соответствии с требованиями нормативной, конструкторской и технологической документации, разработанной специализированными организациями и проектантами АПЛ и ядерных энергетических установок.

Передача АПЛ предприятиям на утилизацию осуществляется в порядке, определенном действующими в России правовыми нормативными актами, а также другими организационными документами, согласованными и утвержденными заинтересованными ведомствами.

Хранение АПЛ, выведенных из эксплуатации, до передачи их на утилизацию обеспечивается экипажами Военно-морского флота в местах их дислокации и на предприятиях — исполнителях работ по их утилизации.

По состоянию на май 2007 г. в Дальневосточном регионе из эксплуатации выведено 78 АПЛ (табл. 1.2) [77] и один надводный корабль с ЯЭУ. Из них 51 АПЛ утилизирована до реакторного блока. В ожидании и в процессе утилизации находится 27 АПЛ. С 1999 г. финансирование работ по утилизации большей части стратегических АПЛ класса «Дельта-1» (рис. 1.6 и 1.7) и «Дельта-3» осуществляется по Программе совместного уменьшения угрозы.

В 2003 г. Япония заключила соглашение с Россией о предоставлении ассигнований на утилизацию многоцелевой атомной подводной лодки (общего назначения) класса «Виктор-3», которая была завершена в 2004 г.

Техническое состояние АПЛ, ожидающих утилизации, и особенности текущей эксплуатации АПЛ

Таблица 1.2. Число АПЛ, выведенных из эксплуатации в Дальневосточном регионе на май 2007 г.

Категория	Тихоокеанский регион	Приморский край	Камчатская область
Всего выведено из состава ТОФ	78	55	23
Утилизировано	51	41	10
В стадии утилизации	14	9	5
В отстое (ждут утилизации)	11	3	8
Особое решение (аварийные)	2	2	0



Рис. 1.6. Ракетная АПЛ класса «Дельта-1»



Рис. 1.7. Многоцелевая АПЛ класса «Виктор-2»

По состоянию на май 2007 г. из всех выведенных из эксплуатации в Дальневосточном регионе АПЛ не утилизированными остаются 27 единиц. На 19 АПЛ в реакторах содержится ОЯТ.

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

Чтобы представлять их техническое состояние, приведем данные для ожидавших утилизации АПЛ на конец 2004 г. (табл. 1.3) [2].

Таблица 1.3. Характеристики ожидавших утилизации АПЛ на конец 2004 г.

№ п/п	Класс АПЛ	Наличие ОЯТ в реакторе	Срок с момента пуска на воду, лет	Срок хранения на плаву после вывода из эксплуатации, лет	Техническое состояние прочного и легкого корпусов, систем обеспечения непотопляемости и взрывопожаробезопасности, систем первого контура
1	«Ноябрь»	+	45	14	Прочный корпус (ПК), переборки герметичны. Цистерны главного балласта (ЦГБ) № 1—13 негерметичны, заполнены вспененным полистиролом (308 м ³). Система воздуха высокого давления (ВВД) исправна, запас — 62%. Доковый ремонт выполнен в 1988 г., запас плавучести составляет около 10,6%
2	«Ноябрь»	+	42	15	ПК, переборки герметичны. ЦГБ № 1—13 негерметичны, заполнены вспененным полистиролом (311 м ³). Система ВВД исправна, запас — 57%. Доковый ремонт выполнен в 1988 г., запас плавучести составляет около 9,6%
3	«Эхо-1»	+	41	15	ПК, переборки герметичны. ЦГБ № 1—6, 10 негерметичны, заполнены вспененным полистиролом (586 м ³), запас плавучести составляет 9,9%. Доковый ремонт выполнен в 1986 г. Система ВВД исправна
4	«Эхо-2»	+	40	13	ПК, переборки герметичны. ЦГБ № 1—10 негерметичны, ЦГБ № 3—10 заполнены вспененным полистиролом (557 м ³). Доковый ремонт выполнен в 1989 г., запас плавучести составляет 20,4%
5	«Эхо-2»	+	40	12	ПК герметичен, переборки 2, 3, 5, 7, 9 отсеков негерметичны. ЦГБ № 1—10 негерметичны, ЦГБ № 3—10 заполнены вспененным полистиролом (534 м ³). Доковый ремонт выполнен в 1990 г.

Табл. 1.3 (продолжение)

№ п/п	Класс АПЛ	Наличие ОЯТ в реакторе	Срок с момента спуска на воду, лет	Срок хранения на плаву после вывода из эксплуатации, лет	Техническое состояние прочного и легкого корпусов, систем обеспечения непотопляемости и взрывопожаробезопасности, систем первого контура
6	«Эхо-2»	+	40	17	ПК негерметичен: снят съемный люк 6-го отсека; технологический лист 6-го отсека не проверен по периметру. Сальники 5—7-го отсеков выгорели. Заборные отверстия в 1991 г. заварены двойными заглушками. ЦГБ негерметичны, на миделе — 2 понтона ССП-400, в корме — 2 понтона ССП-200. В результате ядерной аварии при проведении операции перегрузки в 1985 г. ЯТ выброшено из реактора, в кормовом реакторе осталось свежее ЯТ. Крышка реактора установлена по штатной схеме, монтаж приводов не выполнен. Состояние первого контура неизвестно. В первый контур введены консервирующие добавки. Реакторный отсек аварийный. Радиационная обстановка чрезвычайно опасная
7	«Эхо-2»	+	40	14	ПК, переборки герметичны. 1-й и 2-й запоры вытяжной вентиляции негерметичны, ЦГБ негерметичны, заполнены водой по ватерлинию. Доковый ремонт выполнен в 1999 г. АПЛ законвертована. Первый контур левого борта негерметичен, течь в засыпку биологической защиты (БЗ). При $P = 13—15 \text{ кгс/см}^2$ течь не наблюдается. В 1990 г. проведена консервация первого контура
8	«Эхо-2»	+	39	12	Доковый ремонт выполнен в 1989 г. АПЛ законвертована. ПК, переборки герметичны. ЦГБ № 1—10 негерметичны. Держится на плаву
9	«Эхо-2»	+	38	14	ПК, переборки герметичны. ЦГБ № 1—10 негерметичны. АПЛ носом на грунте. Доковый ремонт выполнен в 2000 г. АПЛ законвертована
10	«Эхо-2»	+	36	10	ПК герметичен. ЦГБ № 1—10 негерметичны. Доковый ремонт выполнен в 1993 г. АПЛ законвертована

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

Табл. 1.3 (продолжение)

№ п/п	Класс АПЛ	Наличие ОЯТ в реакторе	Срок с момента спуска на воду, лет	Срок хранения на плаву после вывода из эксплуатации, лет	Техническое состояние прочного и легкого корпусов, систем обеспечения непотопляемости и взрывопожаробезопасности, систем первого контура
11	«Эхо-2»	—	35	12	ПК герметичен. Все ЦГБ негерметичны, заполнены вспененным полистиролом (522 м ³). АПЛ лежит на грунте кормой по 98-й шпангоут, носовой трюм 1-го отсека заполнен на 80% заборной водой для обеспечения продольной остойчивости. Трюмы 2-го, 4-го, 6-го и 7-го отсеков заполнены масляной смесью. Доковый ремонт выполнен в 1980 г. 1-й контур в нештатном состоянии
12	«Эхо-2»	+	35	11	ПК, переборки герметичны. ЦГБ № 1, 3, 5, 7, 8 негерметичны
13	«Эхо-2»	—	33	10	ПК герметичен, травление по переборкам 3—4-го и 6—7-го отсеков при проверке вакуумом 20 мм рт. ст. ОГА, ЦГБ № 3, 5—9, 11, 12 негерметичны, заполнены вспененным полистиролом. ЦБП заполнена. Первый контур в нештатном состоянии
14	«Эхо-2»	+	34	11	ПК, переборки герметичны. ЦГБ № 3, 5—14 негерметичны
15	«Эхо-2»	—	32	13	ПК, переборки герметичны, На малой воде носовой оконечностью лежит на грунте
16	«Эхо-2»	+	32	10	ПК, переборки герметичны. При проверке вакуумом 30 мм рт. ст. травление на переборках 3—4-го и 6—7-го отсеков. ОГА, ЦГБ № 3, 5—12 негерметичны
17	«Эхо-2»	+	34	16	ПК, переборки герметичны. ЦГБ негерметичны, нос на грунте. Для перевода требуется установка понтона ССП-400. Аварийная защита (АЗ) реактора правого борта в недопустимом состоянии
18	«Эхо-2»	+	34	16	ПК, переборки герметичны. ЦГБ носовой группы негерметичны, потеря 880 т. Конвертована в 1996 г. Для перевода нужны два понтона ССП-400

Табл. 1.3 (продолжение)

№ п/п	Класс АПЛ	Наличие ОЯТ в реакторе	Срок с момента спуска на воду, лет	Срок хранения на плаву после вывода из эксплуатации, лет	Техническое состояние прочного и легкого корпусов, систем обеспечения непотопляемости и взрывопожаробезопасности, систем первого контура
19	«Виктор»	+	32	15	ПК, кроме 3-го отсека, герметичен (нештатный съемный лист), переборки не герметичны. ЦГБ негерметичны, носом на грунте. Доковый ремонт выполнен в 1996 г. АПЛ законвертована. В корме два понтона ССП-400, штатная система продувания ЦГБ № 1—13 (кроме № 7). В результате разуплотнения в 1985 г. системы первого контура в блоке очистки паропроизводящей установки (ППУ) левого борта радиационная обстановка чрезвычайно опасная
20	«Виктор»	+	31	10	ПК, переборки герметичны, ЦГБ негерметичны, на поддуве воздухом
21	«Виктор»	+	30	11	ПК, переборки герметичны, ЦГБ негерметичны, на поддуве воздухом
22	«Виктор-3»	+	26	8	ПК, переборки, ЦГБ (за исключением № 1 и 2 правого борта и № 13) герметичны. Доковый ремонт выполнен в 2003 г. АПЛ законвертована
23	«Виктор-3»	+	25	6	ПК, переборки герметичны. ЦГБ № 4, 5, 10 и 14 левого борта негерметичны, заполнены вспененным полистиролом (778 м ³). Доковый ремонт выполнен в 1995 г.
24	«Виктор-3»	+	24	6	Выведена из состояния ремонта ПК, переборки герметичны. ЦГБ № 8, 10 левого борта негерметичны. Доковый ремонт выполнен в 1992 г. В 1996 г. АПЛ законвертована
25	«Виктор-3»	+	23	6	Выведена из состояния ремонта. ПК, переборки герметичны. Негерметична ЦГБ № 8 левого борта. Доковый осмотр выполнен в 1995 г. Запас плавучести составляет 20%
26	«Виктор-3»	+	22	6	ПК, переборки герметичны, ЦГБ № 1, 5, 16 левого борта негерметичны. Доковый ремонт выполнен в 1993 г., запас плавучести составляет 22%
27	«Виктор-3»	+	21	6	ПК, переборки герметичны. ЦГБ герметичны

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

Табл. 1.3 (продолжение)

№ п/п	Класс АПЛ	Наличие ОЯТ в реакторе	Срок с момента спуска на воду, лет	Срок хранения на плаву после вывода из эксплуатации, лет	Техническое состояние прочного и легкого корпусов, систем обеспечения непотопляемости и взрывопожаробезопасности, систем первого контура
28	«Виктор-3»	+	25	8	Выведена из состояния ремонта. ПК, переборки герметичны. Негерметична ЦГБ № 8. Доковый ремонт выполнен в 1993 г. В 1996 г. АПЛ законвертована. Запас плавучести составляет 29,7%
29	«Виктор-3»	+	23	6	ПК, переборки, ЦГБ герметичны. Доковый ремонт выполнен в 1993 г.
30	«Виктор-3»	+		5	ПК, переборки, ЦГБ герметичны. Доковый ремонт выполнен в 1995 г.
31	«Акула»	+	20	6	ПК, переборки, ЦГБ за исключением одной герметичны, забортные отверстия заглушены 100%. Доковый ремонт выполнен в 1992 г.
32	«Оскар-2»	+	18	6	ПК, переборки ЦГБ герметичны. Доковый осмотр выполнен в 1991 г.

Из приведенных данных можно сделать следующие выводы:

- почти 70% АПЛ спущено на воду более 25 лет назад и имеют срок службы 25—45 лет;
- после вывода из эксплуатации 65% АПЛ хранятся на плаву в пунктах базирования и на предприятиях 10 лет и более;
- на части АПЛ с длительными сроками эксплуатации имеются отклонения от штатного состояния систем управления и защиты реактора, недопустимое состояние активных зон, негерметичные системы первого контура, аварийные ППУ, чрезвычайно опасная радиационная обстановка;
- на большинстве АПЛ доковые ремонты и доковые осмотры проводились с 80-х до середины 90-х годов прошлого столетия;
- в связи с длительным содержанием АПЛ в отстое произошла деградация оборудования паропроизводящих установок, что в ряде случаев приводит к увеличению сроков демонтажа оборудования при подготовке к выгрузке отработавших тепловыделяющих сборок (ОТВС) из реакторов;

- около 40% АПЛ, выведенных из эксплуатации, имеют негерметичные межотсечные переборки и цистерны главного балласта;
- на десяти АПЛ, ожидающих утилизации, негерметичные ЦГБ заполнены вспененным полистиролом;
- на трех АПЛ прекращена эксплуатация в состоянии ремонта.

Текущая эксплуатация корпуса, устройств и систем АПЛ, выведенных из эксплуатации, осуществляется в соответствии с требованиями действующих нормативных и конструкторско-технологических документов, разработанных проектантами этих АПЛ (применительно к условиям ожидания передачи на утилизацию).

Основные проблемы при содержании АПЛ в отстое

Обеспечение непотопляемости АПЛ. Непотопляемость АПЛ, выведенных из эксплуатации, обеспечивается поддержанием их плавучести в пределах заданных конструкторской документацией норм. Для обеспечения непотопляемости, взрывопожаро-, ядерной и радиационной безопасности АПЛ, выведенных из состава ВМФ, для пунктов содержания их военными экипажами в Дальневосточном регионе (Камчатская область) изготовлен и используется дизель-компрессорный модуль типа ДКМ, который обеспечивает пополнение запасов воздуха в системах АПЛ. Два аналогичных модуля подготовлены к отправке с ФГУП «Северный рейд» (Северодвинск) в бухту Павловского Приморского края.

Для обеспечения непотопляемости АПЛ с негерметичными ЦГБ и поддержания их на плаву в пунктах их отстоя на основании рекомендаций проектантов АПЛ при стоянке подводных лодок у причала осуществляется заполнение негерметичных ЦГБ вспененным полистиролом. Заполнение негерметичных ЦГБ в комплексе с выгрузкой из корпуса АПЛ переменных грузов, аккумуляторной батареи и части корабельного имущества позволяет обеспечить до 50% проектного запаса плавучести. Однако применение вспененного полистирола для заполнения негерметичных ЦГБ не обеспечивает безопасность перевода АПЛ морем под буксиром. Так, в 2003 г. при буксировке из пункта отстоя (поселок Гремиха) на судоремонтный завод «Нерпа» для утилизации в результате поступления забортной воды в разгерметизировавшийся прочный корпус, несмотря на наличие четырех понтонов и заполнение ЦГБ вспененным полистиролом, в Баренцевом море затонула АПЛ класса «Ноябрь» [122].

Применение вспененного полистирола для заполнения негерметичных ЦГБ не требует перевода и постановки АПЛ в док и выполнения на ней дорогостоящих ремонтных работ для герметизации ЦГБ. Стоимость работ по заполнению полистиролом негерметичных ЦГБ одной АПЛ класса «Эхо-2» состав-

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

ляет 180—200 тыс. долл., а стоимость подготовки и перевода АПЛ на предприятие для докового ремонта достигает примерно 1200 тыс. долл.

В России разработана и применяется технология выгрузки полистирола при утилизации АПЛ и его последующей переработки (изготовления красителей). Стоимость работ по извлечению полистирола из ЦГБ составляет около 100 тыс. долл.

Данные по АПЛ с заполненными вспененным полистиролом негерметичными цистернами главного балласта приведены в табл. 1.4.

Таблица 1.4. Перечень АПЛ с заполненными вспененным полистиролом ЦГБ

Год заполнения	Класс АПЛ	Объем заполнения ЦГБ вспененным полистиролом, м ³	Место дислокации на конец 2004 г.
2002	«Чарли-1»	445	ФГУП «СВРЦ», без ОЯТ, утилизация
2002	«Чарли-1»	522	Бухта Крашенинникова, отстой без ОЯТ
2002	«Чарли-1»	487	ФГУП «СВРЦ», без ОЯТ, утилизация
2002	«Чарли-1»	535	ФГУП «СВРЦ», отстой без ОЯТ
2002	«Чарли-1»	470	Бухта Крашенинникова, с ОЯТ
2002	«Эхо-2»	557	Бухта Крашенинникова, с ОЯТ
2002	«Эхо-2»	534	Бухта Крашенинникова, с ОЯТ
2003	«Ноябрь»	308	Бухта Постовая, с ОЯТ
2003	«Ноябрь»	311	Бухта Постовая, с ОЯТ
2003	«Эхо-1»	586	Бухта Постовая, с ОЯТ
2003	«Виктор-3»	778	Бухта Павловского, с ОЯТ

Обеспечение взрывопожаробезопасности АПЛ достигается организационно-техническими мероприятиями, поддержанием на них в рабочем состоянии корабельных систем пожаротушения, а также установкой (при необходимости) нештатных систем пожаротушения.

На АПЛ, находящихся в отстое, аккумуляторные батареи как потенциальный источник предпосылок к возникновению взрывов и пожаров выгружены или расшинованы, электропитание на АПЛ подается с берега только на освещение отсеков.

Горючие материалы и ГСМ в соответствии с порядком, действующем в ВМФ, выгружены и сданы в довольствующие органы.

Обеспечение ядерной и радиационной безопасности АПЛ. Реакторные установки АПЛ при выводе из эксплуатации приводятся в ядерно-безопасное состояние, которое исключает самопроизвольное развитие цепной реакции.

Работы выполняются в соответствии с требованиями конструкторской и эксплуатационной документации проектантов АПЛ и ЯЭУ.

Для этого при выводе АПЛ из эксплуатации:

- устанавливаются и механически фиксируются в крайнем нижнем положении компенсирующие органы реактивности, что обеспечивает максимальную подкритичность ядерных реакторов ($K_{эф} \leq 0,95$);
- исключается подача электропитания на электроприводы исполнительных механизмов органов компенсации реактивности ядерных реакторов;
- исключается возможность ручного перемещения компенсирующих органов реактивности ядерных реакторов;
- исключается возможность подачи электропитания на насосы первичного теплоносителя ядерных реакторов;
- снижается давление в системе контура первичного теплоносителя ядерного реактора;
- определяется особый порядок допуска личного состава (обслуживающего персонала) в реакторный отсек.

Радиационная безопасность обеспечивается созданием в местах дислокации АПЛ зоны строгого режима радиационной безопасности, планированием и контролем выполнения радиационно-опасных работ на АПЛ, контролем радиационного загрязнения личного состава (персонала), обслуживающего и выполняющего работы на АПЛ.

Перевод на предприятия — исполнители работ АПЛ с большими сроками службы и неудовлетворительным состоянием прочного корпуса, межотсечных переборок и цистерн главного балласта, с неработающими источниками электроэнергии требует комплексного обеспечения надводной непотопляемости АПЛ, а именно: проведения работ по герметизации межотсечных переборок, герметизации забортных отверстий и заполнения негерметичных ЦГБ вспененным полистиролом, применения дополнительных плавучих средств (специальных понтонов) поддержания плавучести АПЛ на переходе, обеспечения минимальным запасом воздуха высокого давления для продувания ЦГБ и создания противодействия в отсеках при борьбе за сохранение плавучести АПЛ. Проектантами АПЛ разработаны требования к герметичности и нормам проверки плотности межотсечных переборок при подготовке АПЛ к переводу на предприятие.

В соответствии с разработанными требованиями и нормами в 2004—2007 гг. в Дальневосточном регионе подготовлены и переведены на предприятия (ФГУП «ДВЗ “Звезда”», ФГУП «30 СРЗ» МО РФ, ФГУП «СВРЦ») ряд АПЛ. Часть из них на судоподъемных понтонах, а из бухты Постовая (Советская Гавань) АПЛ первого поколения — в плавучем транспортном доке.

Особенности в формировании реакторного блока при утилизации АПЛ. В Российской Федерации принята Концепция комплексной утилизации АПЛ и НК с ЯЭУ, в соответствии с которой эта процедура осуществляется по «отсроченному» варианту, предусматривающему:

- выгрузку ОЯТ из реакторов и его переработку на ФГУП «ПО «Маяк»»;
- вырезку из корпуса АПЛ реакторного отсека и подготовку его в составе блока к временному хранению на плаву;
- перевод и временное хранение реакторного отсека в составе блока на плаву в пункте временного хранения (ПВХ);
- разделку корпусных конструкций на фрагменты, их демонтаж и реализацию в установленном порядке;
- обращение с РАО, образующимися при утилизации АПЛ;
- перевод реакторного блока на пункт долговременного хранения (ПДХ) для вырезки реакторного отсека из состава блока и подготовку реакторного отсека к долговременному (70—100 лет) хранению на береговой площадке ПДХ;
- разделку реакторного отсека после выдержки 70—100 лет, упаковку ТРО в контейнеры и их захоронение.

В настоящее время, до сооружения береговой площадки долговременного хранения радиоактивных отходов, предприятия — исполнители работ по утилизации АПЛ формируют плавучие реакторные блоки, в состав которых входят реакторный отсек, а также два или более (от четырех до девяти) смежных отсеков с полностью или частично выгруженным из них штатным оборудованием. Блок реакторного отсека в составе от пяти до девяти смежных отсеков считается многоотсечным РБ.

По состоянию на май 2007 г. в Дальневосточном регионе сформирован 51 блок реакторного отсека, при этом один блок утилизированной АПЛ класса «Ноябрь» выполнен в виде многоотсечного блока из девяти отсеков. Они хранятся на плаву в пункте временного хранения в бухте Разбойник в Приморье и на акватории СВРЦ МО на Камчатке (**рис. 1.8**).

Формирование РБ осуществляется в соответствии с конструкторской документацией проектантов АПЛ.

При формировании и подготовке РБ к хранению выполняются следующие требования конструкторской документации в части обеспечения его безопасного хранения на плаву:

- обеспечение герметичности РБ за счет установки заглушек на забортные отверстия на прочном корпусе и оконечных переборках;
- установка твердого балласта для обеспечения крена и дифферента близкими к нулю;

- выгрузка штатного оборудования из смежных отсеков для придания положительной плавучести РБ и возвышения кромки прочного корпуса над уровнем моря не менее чем на 1,0—1,5 м;
- подготовка РБ по технологии, обеспечивающей его хранение на плаву без постановки в док сроком не менее десяти лет.



Рис. 1.8. Хранение блоков реакторных отсеков на плаву в бухте Разбойник
Обеспечение непотопляемости, взрывопожаро- и радиационной безопасности РБ утилизированных АПЛ

Как уже упоминалось, реакторный отсек АПЛ вырезается со смежными двумя или более отсеками либо к вырезанному реакторному отсеку присоединяются специально изготовленные емкости плавучести, из которых формируется реакторный блок.

Непотопляемость РБ обеспечивается приданием ему при формировании положительной плавучести за счет:

- положительной плавучести смежных отсеков;
- присоединенных к реакторному отсеку дополнительных объемов плавучести.

Для придания РБ положительной плавучести из реакторного и смежных с ним отсеков выгружается нерадиоактивное и взрывопожароопасное оборудование. Заборные отверстия на корпусе и концевых переборках РБ, как указывалось выше, герметизируются при помощи заглушек.

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

В соответствии с требованиями конструкторской технической документации проектантов АПЛ срок хранения РБ на плаву до очередного докования составляет десять лет.

В Дальневосточном регионе местом временного хранения блоков реакторных отсеков определен пункт у причальной стенки в бухте Разбойник. Ответственный за хранение — ФГУП «ДальРАО».

Сформированные РО на ФГУП «СВРЦ» из-за отсутствия средств перевода их с Камчатки в Приморский край продолжают храниться на предприятии. Концепцией комплексной утилизации АПЛ и НК с ЯЭУ хранение блоков реакторных отсеков на Камчатке не предусмотрено. Место их временного хранения для этих целей не оборудовано. Блоки хранятся у причалов ФГУП «СВРЦ», что требует содержания на предприятии соответствующих подразделений и мешает выполнению производственной программы. В Дальневосточном регионе отсутствуют средства для перевода реакторных блоков в ПВХ Приморского края. Сведения по реакторным блокам утилизированных АПЛ приведены в табл. 1.5 [2].

Таблица 1.5. Реакторные блоки утилизированных АПЛ

№ п/п	Класс АПЛ	Год формирования	Место дислокации	Примечания
1	«Эхо-1»	1995	ПВХ в бухте Разбойник	
2	«Эхо-1»	1996	ПВХ в бухте Разбойник	
3	«Эхо-1»	1991	ПВХ в бухте Разбойник	Истек срок докового осмотра
4	«Эхо-2»	2000	ПВХ в бухте Разбойник	
5	«Эхо-2»	1991	ПВХ в бухте Разбойник	Истек срок докового осмотра
6	«Эхо-2»	2000	ФГУП «СВРЦ»	
7	«Эхо-2»	2002	ПВХ в бухте Разбойник	
8	«Отель-1»	1996	ПВХ в бухте Разбойник	
9	«Янки-1»	1994	ПВХ в бухте Разбойник	Истек срок докового осмотра
10	«Янки-1»	1991	ПВХ в бухте Разбойник	Истек срок докового осмотра
11	«Янки-1»	1993	ПВХ в бухте Разбойник	Истек срок докового осмотра
12	«Янки-1»	1992	ПВХ в бухте Разбойник	Истек срок докового осмотра
13	«Янки-1»	1994	ПВХ в бухте Разбойник	Истек срок докового осмотра
14	«Янки-1»	2003	ПВХ в бухте Разбойник	

Табл. 1.5 (окончание)

№ п/п	Класс АПЛ	Год формирования	Место дислокации	Примечания
15	«Янки-1»	2003	ПВХ в бухте Разбойник	Истек срок докового осмотра
16	«Янки-1»	1999	ПВХ в бухте Разбойник	
17	«Янки-1»	1994	ПВХ в бухте Разбойник	
18	«Дельта-1»	2000	ПВХ в бухте Разбойник	
19	«Дельта-1»	2000	ПВХ в бухте Разбойник	
20	«Дельта-1»	2000	ПВХ в бухте Разбойник	
21	«Дельта-1»	2001	ПВХ в бухте Разбойник	
22	«Дельта-1»	2003	ПВХ в бухте Разбойник	
23	«Дельта-1»	2000	ПВХ в бухте Разбойник	
24	«Дельта-1»	2001	ПВХ в бухте Разбойник	
25	«Дельта-1»	2001	ПВХ в бухте Разбойник	
26	«Дельта-1»	2002	ПВХ в бухте Разбойник	
27	«Дельта-3»	2002	ПВХ в бухте Разбойник	
28	«Дельта-3»	2002	ФГУП «СВРЦ»	
29	«Дельта-3»	2002	ПВХ в бухте Разбойник	
30	«Дельта-3»	2002	ПВХ в бухте Разбойник	
31	«Ноябрь»	2003	ПВХ в бухте Разбойник	
32	«Ноябрь»	2004	ФГУП «СВРЦ»	
33	«Отель-1»	2001	ФГУП «СВРЦ»	
34	«Чарли-1»	2000	ФГУП «СВРЦ»	
35	«Виктор-3»	2004	ПВХ в бухте Разбойник	

1.2.2. Надводные корабли с ЯЭУ

В составе Тихоокеанского флота находилось два надводных корабля с ЯЭУ: тяжелый ракетный крейсер «Адмирал Лазарев» и атомный корабль связи «Урал». «Урал» выведен из состава ВМФ в 2002 г. Фотографии и параметры кораблей приведены на **рис. 1.9** и **1.10**.

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

Максимальная длина	250,1 м
Максимальная ширина	28,5 м
Водоизмещение	24300 т



Рис. 1.9. Большой атомный ракетный крейсер «Адмирал Лазарев»



Максимальная длина	265,0 м
Максимальная ширина	30,0 м
Водоизмещение	35000 т



Рис. 1.10. Атомный корабль связи «Урал»

1.2.3. Суда атомного технологического обслуживания

Вспомогательный флот судов АТО ВМФ создан в обеспечение повседневной эксплуатации кораблей с ЯЭУ. Он включает как специальные суда, построенные по отдельно разработанным проектам и предназначенные для непосредственного обслуживания атомных кораблей, так и суда, переоборудованные для этих целей из серийных танкеров, барж, лихтеров и т. п.

В Дальневосточном регионе России насчитывается около 20 таких судов различных классов [6]:

- ПТБ проекта 326: «ПМ-32», «ПМ-80»;
- ПТБ проекта 326М: «ПМ-133», «ПМ-125»;
- спецтанкер проекта 11510: «Пинега»;
- танкер проекта 1783: «ТНТ-5»;
- танкер проекта 1783А: «ТНТ-23»;
- плавъёмкости ПЕК-50: «ПЕ-31», «ПЕ-66», «ПЕ-67», «ПЕ-70», «ПЕ-170», «ПЕ-171», 2 без номеров;
- плавучие дозиметрические контрольные станции: «ПДКС-5», «ПДКС-12», «ПДКС-60»;
- ПТБ проекта 2020: «ПМ-74».

На заводах для обслуживания кораблей и судов с ЯЭУ применяются различные плашкоуты, буксирные суда, плавучие контрольно-дозиметрические пункты (ПКДП) и контрольно-дозиметрические станции (ПКДС), систематизированная информация по техническому состоянию которых отсутствует.

Суда АТО, участвующие в процессе утилизации АПЛ. К этим судам относятся:

- плавучая техническая база перезарядки ВМФ класса «Малина», выполняющая выгрузку ОЯТ из утилизируемых АПЛ на судоремонтных заводах (ФГУП «ДВЗ “Звезда”» и ФГУП «СВРЦ»);
- технические наливные танкеры проектов 1783 и 1783А, осуществляющие сбор и временное хранение ЖРО с объектов утилизации.

Перечень судов АТО, участвующих в процессе утилизации, представлен в табл. 1.6.

ПТБ класса «Малина» (**рис. 1.11**) выполняет выгрузку ОЯТ из АПЛ, проходящих утилизацию. Кроме того, она осуществляет сбор и хранение РАО, образующихся в процессе утилизации АПЛ. На ПТБ имеются следующие основные источники ионизирующих излучений и радиоактивных загрязнений:

- ОТВС;
- извлеченное из реакторов оборудование (органы системы управления и защиты, датчики измерительных приборов и др.);

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

- вода контуров ЯЭУ, охлаждающая вода хранилищ ОТВС;
- отработавшие ионообменные смолы (ИОС) фильтров очистки воды контуров ЯЭУ, фильтров водоочистной установки;
- дезактивационные воды и растворы от дезактивации демонтируемого и перегрузочного оборудования.

Таблица 1.6. Суда АТО, участвующие в процессе утилизации

№ п/п	Наименование, класс	Выполняемые работы	Размещение ПТБ на предприятии	Техническое состояние	Возможности выгрузки ОЯТ из АПЛ в год, ед.
1	ПМ-74 «Малина»	Выгрузка ОЯТ из АПЛ, временное его хранение на борту	ДВЗ «Звезда», «СВРЦ» ВС РФ	В эксплуатации. Истек срок среднего ремонта	3—4
2	ТНТ-23 1783А	Сбор и временное хранение ТРО и ЖРО	ФГУП «СВРЦ»	В эксплуатации	

ОЯТ на ПТБ класса «Малина» хранится в чехлах в четырех хранилищах, каждое объемом на 51 чехол (всего 204 чехла). Полный объем ЖРО на борту может достигать 637 м³.

На ПТБ класса «Малина» осуществляется оперативное хранение ОЯТ в процессе выгрузки его из реакторов и до перевалки в спецэшелон для транспортировки на переработку. Количество ОЯТ непостоянно и в настоящей работе не рассматривается.



Рис. 1.11. ПТБ класса «Малина» (проект 2020)

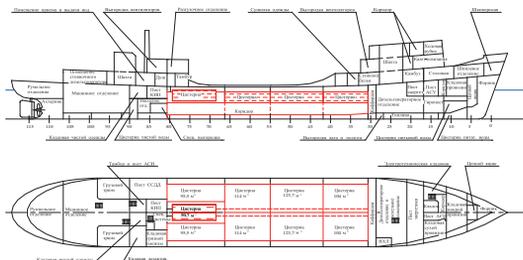
Технический наливной танкер (ТНТ) проекта 1783А (рис. 1.12) — однопалубный морской танкер специальной постройки водоизмещением до 2350 т. Танкер проекта 1783А (класс «Вала») является самоходным. Его назначение — прием, временное хранение, транспортировка ЖРО, а также прием и транспортировка ТРО.

На танкер могут быть приняты ЖРО с объемной активностью не выше $3,7 \cdot 10^7$ Бк/л в количестве 30 м^3 в специальную цистерну, снабженную биологической защитой, и ЖРО с объемной активностью не более $3,7 \cdot 10^5$ Бк/л в количестве 870 м^3 в обычные цистерны. Заполнение цистерн производится средствами объекта, с которого осуществляется прием ЖРО. Для выдачи ЖРО на судне имеются три насоса производительностью $30 \text{ м}^3/\text{ч}$ каждый.

ТРО с удельной активностью $3,7 \cdot 10^4$ Бк/кг танкер может транспортировать в контейнерах, расположенных в грузовых трюмах. Для погрузки и выгрузки контейнеров предусмотрена грузовая стрела грузоподъемностью 1,5 т с вылетом 2,7 м.



а



б

Рис. 1.12. Технический наливной танкер класса «Вала» (проекты 1783, 1783А): а — общий вид, б — схема

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

Основные недостатки ТНТ — отсутствие системы обмыва и дезактивации цистерн высокоактивных вод, что приводит к образованию осадков на внутренних поверхностях цистерн и к ухудшению радиационной обстановки в смежных помещениях, а также непригодность грузовых трюмов для их дезактивации.

ТНТ-23 построен в конце 60-х — начале 70-х годов, выработал свой ресурс, морально и физически устарел. Он используется для обеспечения работ по утилизации АПЛ на ФГУП СВРЦ. В ближайшие годы планируются его вывод из эксплуатации и утилизация.

Суда АТО, выведенные из эксплуатации. Большинство судов атомного технологического обслуживания кораблей ВМФ построено в 60-е годы XX столетия, морально и технически устарели, их материальная часть выслужила установленные сроки эксплуатации. К судам АТО ВМФ, выведенным из эксплуатации, относятся:

- плавучие технические базы перезарядки реакторов проектов 326, 326М;
- технические наливные танкеры проекта 1783;
- плавучие емкости (ПЕ) для сбора ЖРО в местах дислокации и ремонта АПЛ.

К настоящему времени в Дальневосточном регионе России из состава ВМФ выведено 11 судов АТО (табл. 1.7).

Плавучие технические базы проектов 326, 326М (**рис. 1.13**) — несамоходные суда водоизмещением около 3200 т, предназначенные для перезарядки реакторов и временного хранения ОТВС. Эти ПТБ снабжены емкостями для приема и временного хранения ОТВС, а также для приема и временного хранения ЖРО в количестве 330 м³, в том числе емкости общим объемом 81 м³, имеющие биологическую защиту, для приема ЖРО с объемной активностью до 3,7·10⁸ Бк/л.

Водоочистная установка ПТБ предназначена для очистки вод в хранилище ОТВС. Однако эти установки практически никогда не использовались, так как для них не предусматривалась гидровыгрузка отработавших ионообменных смол и для их замены необходима вырезка фильтров. Отсутствие очистки вод в хранилище ОТВС приводит к образованию активных отложений и осадков в емкостях и трубопроводах.

Плавучие технические базы проектов 326, 326М построены в 60-х годах, они морально и физически устарели и в настоящее время выведены из состава ВМФ.

Таблица 1.7. Суда атомного технологического обслуживания в Дальневосточном регионе, выведенных из состава ВМФ

Наименование судна АТО	Дислокация	Техническое состояние	Наличие ОЯТ, РАО	Выполняемые работы по утилизации
«ПМ-32» (ТНТ-49) проекта 326	ФГУП «СВРЦ»	Выведено из эксплуатации	ОЯТ выгружено. ЖРО — 63 т (с мазутом)	Размещено в 2003 г. на ФГУП «СВРЦ» ВС РФ для подготовки к временному хранению на плаву. Начаты работы по удалению, переработке ЖРО и омоноличиванию
«ПМ-80» (ТНТ-50) проекта 326	Бухта Павловского		ОЯТ выгружено. ЖРО выгружено	Выполнены работы по подготовке к временному хранению на плаву. Исполнитель ФГУП «30 СРЗ»
ПМ-125 проекта 326М	Большой Камень, ДВЗ «Звезда»	Выведено из эксплуатации	ОЯТ выгружено. Информация о количестве РАО отсутствует	Размещено в 2004 г. на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» для подготовки к временному хранению на плаву
ПМ-133 проекта 326М	Бухта Павловского	Выведено из эксплуатации	ОЯТ выгружено. Информация о количестве РАО отсутствует	
ТНТ-27 проекта 1783	Бухта Павловского	Выведено из эксплуатации	Низкоактивные ЖРО. Информация о количестве отсутствует	
ПЕ -170	Большой Камень, ДВЗ «Звезда»	Выведено из эксплуатации	Низкоактивные ЖРО. Информация о количестве отсутствует	
ПЕ -171	Большой Камень, ДВЗ «Звезда»	Выведено из эксплуатации	Низкоактивные ЖРО. Информация о количестве отсутствует	
ПЕ -70	30 СРЗ МО РФ	Выведено из эксплуатации	Низкоактивные ЖРО. Информация о количестве отсутствует	
ПЕ -66	Бухта Сельдевая	Выведено из эксплуатации	Низкоактивные ЖРО. Информация о количестве отсутствует	
ПЕ -67	Бухта Сельдевая	Выведено из эксплуатации	Низкоактивные ЖРО. Информация о количестве отсутствует	
ПЕ -31	Бухта Сельдевая	Выведен из эксплуатации	Низкоактивные ЖРО. Информация о количестве отсутствует	

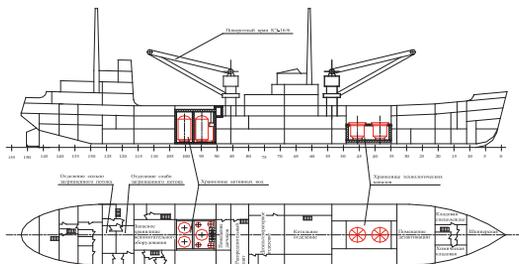
1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

Конструкция хранилища ОЯТ ПТБ проектов 326, 326М представляет собой металлический короб, внутри которого находятся два цилиндрических бака для хранения ОЯТ. На ПТБ проекта 326 ОЯТ хранилось в виде отдельных ОТВС, размещенных в специальных пеналах. На ПТБ проекта 326М ОТВС хранились в специальных чехлах старого типа Т-22 (22М), Т-24 (24М) и в чехлах новой модификации типа ЧТ.

Металлический короб имеет внутренние габаритные размеры 7800х6250х4000 мм и стенки толщиной 420—500 мм. Диаметр баков — 2550 мм, высота — 2500 мм, баки выполнены из листовой нержавеющей стали толщиной 8 мм. Пеналы (чехлы) расположены в баках концентрическими рядами. Межпенальное (межчехольное) пространство баков заполнено водой, циркуляцию которой обеспечивает специальная система охлаждения. Сверху баки закрыты поворотными крышками с наводящим устройством, позволяющим избирательно открывать доступ к пеналам и чехлам.



a



b

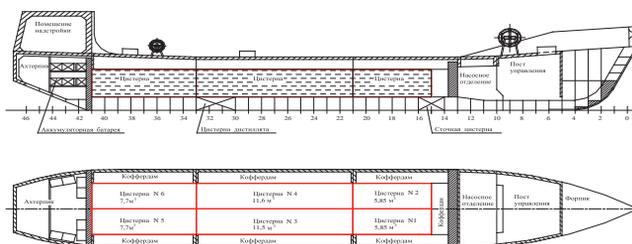
Рис. 1.13. Плавтехбаза проектов 326, 326М: *a* — общий вид; *b* — схема

Плавъёмкость типа ПЕК-50 (рис. 1.14) представляет собой морскую несамоходную баржу водоизмещением 132 т. Служит для сбора, транспортировки и временного хранения ЖРО. Может принимать 50 м³ ЖРО с объемной активностью не выше 1,85·10⁶ Ки/л. Плавъёмкость имеет шесть цистерн. Цистерны имеют устройства для отбора проб и контроля полноты заполнения. ЖРО на ПЕК-50 передаются средствами обслуживаемого объекта. Выдача ЖРО с ПЕК-50 осуществляется насосами ЭСН-11. Цистерны ПЕК-50 имеют биологическую защиту.

Основные недостатки ПЕК-50 — большое энергопотребление для обогрева в зимний период и плохая приспособленность к буксировке. Плавъёмкости ПЕК-50 поставляются ВМФ до настоящего времени в ограниченном количестве (по 1—2 единицы в год).



а



б

Рис. 1.14. Плавъёмкость ПЕК-50: а — общий вид; б — схема

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

Сведения о ТНТ проекта 1783 аналогичны приведенным выше сведениям о ТНТ-23 проекта 1783А.

Вид и схема плавучей дозиметрической контрольной станции (ПДКС) приведены на **рис. 1.15**.



a

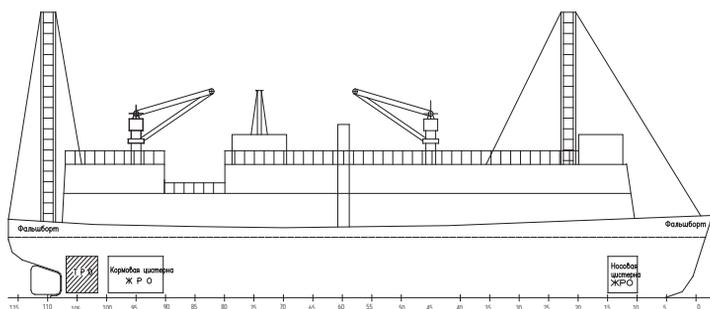


Рис. 1.15. Плавучая дозиметрическая контрольная станция:
— общий вид; — схема

Особенности утилизации судов АТО, проблемы и порядок дальнейшего обращения с ними. Технология утилизации судов АТО, корпус которых не может служить надежным защитным барьером на пути миграции радионуклидов, в силу количества и специфики хранимых опасных грузов и конструктивных особенностей корпуса и хранилищ (наряду со схожестью многих технологических операций) значительно отличается

от сложившейся на сегодняшний день технологии утилизации АПЛ, а также от проектов утилизации кораблей и судов с ЯЭУ. Это в основном определяется большими массогабаритными характеристиками и конструктивными особенностями помещений судов АТО, предназначенных для хранения отработавшего ядерного топлива, твердых и жидких радиоактивных отходов, а также радиационным состоянием указанных хранилищ, наличием в них отложений сложного химического состава.

Специфика эксплуатации и конструктивно-технологические особенности судов АТО требуют разработки и применения нетрадиционных организационно-технологических принципов их утилизации, которая может осуществляться по двум вариантам:

- конвертация части судов АТО (ПТБ, ТНТ) путем предварительного образования корпусной упаковки, предназначенной для временного хранения на плаву, и последующей утилизации по истечении необходимого срока выдержки в пункте временного хранения (для чего объект утилизации преобразуют в плавучее сооружение с удаленными надстроечными конструкциями и установленными подкреплениями корпуса по всей длине обшивки);
- деление корпуса и надстроек на отдельные конструкции и блоки с обязательным формированием (выделением) крупногабаритных блоков хранилищ ОЯТ, ТРО и цистерн активных вод, последующим хранением на береговых площадках сформированных блоков с радиоактивными загрязнениями, а также утилизацией конструкций корпуса и надстроек, характеризующихся допустимым уровнем радиоактивного загрязнения.

Так как при утилизации судов АТО неминуемо образование значительного количества ТРО, из-за отсутствия инфраструктуры по промышленной переработке ТРО, а также с целью снижения экологических рисков в настоящее время за основу принята следующая типовая трехэтапная технология утилизации судов АТО:

- работы по подготовке судов АТО к временному хранению на плаву, удалению с них ЖРО с передачей подготовленных к временному хранению судов АТО от ВМФ на ФГУП «ДальРАО» для временного хранения;
- хранение судов АТО на плаву в отведенных для этих целей местах до передачи их на утилизацию (**рис. 1.16**);
- непосредственная утилизация судов АТО, переработка, кондиционирование и передача ТРО на хранение или захоронение.

В 2003 г. на ФГУП «30 СРЗ» к временному хранению на плаву подготовлена плавтехбаза проекта 326 «ПМ-80». В 2004—2005 гг. на ФГУП «СВРЦ» выполнены работы по подготовке к временному хранению на плаву плавтех-

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

базы проекта 326 «ПМ-32». В 2005—2006 гг. на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» выполнены работы по подготовке к временному хранению на плаву плавтехбазы проекта 326М «ПМ-125».



Рис. 1.16. Хранение судов АТО на плаву

1.2.4. Отработавшее ядерное топливо АПЛ и НК с ЯЭУ

Общие сведения. Все ядерное топливо транспортных установок военного назначения в Дальневосточном регионе России временно хранится:

- в реакторах АПЛ, ожидающих утилизации;
- в реакторах НК с ЯЭУ, ожидающих утилизации;
- в блоке «сухого» хранения БТБ.

На указанных ниже объектах осуществляется хранение ОЯТ до отправки его эшелоном на переработку:

- в контейнерах типа ТК-18 (ТУК-108/1) на площадке временного хранения ФГУП «ДальРАО»;
- на накопительной площадке объекта «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ» на ФГУП «ДВЗ “Звезда”»;
- в хранилищах ПТБ класса «Малина», обеспечивающей выгрузку ОЯТ из реакторов АПЛ.

ОЯТ на АПЛ и НК с ЯЭУ. На АПЛ и НК с ЯЭУ в Тихоокеанском регионе России установлены реакторы с водо-водяным теплоносителем. По состоянию на сентябрь 2007 г. активные зоны (ОЯТ) содержатся в реакторах 19 АПЛ

и одного НК с ЯЭУ, выведенных из эксплуатации и ожидающих, а также находящихся в процессе утилизации.

Время загрузки, начало и окончание работы активных зон водо-водяных реакторов АПЛ, выведенных из эксплуатации, а также их радиационный потенциал приведены в табл. 1.8.

Таблица 1.8. Данные о выведенных из эксплуатации водо-водяных реакторах АПЛ

№ п/п	Класс АПЛ (корабля)	Год остановки реактора	Активность топлива на 2000 г., Бк	Год вывода АПЛ из эксплуатации
1	«Ноябрь»	1988	$9,25 \cdot 10^{14}$	1990
2	«Ноябрь»	1990	$2,22 \cdot 10^{15}$	1989
3	«Эхо-1»	1980	$2,96 \cdot 10^{15}$	1986
4	«Эхо-1»	1988	$5,92 \cdot 10^{15}$	1989
5	«Эхо-2»	1990	$2,96 \cdot 10^{15}$	1991
6	«Эхо-2»	1990	$2,96 \cdot 10^{15}$	1992
7	«Эхо-2»	1985	Свежее	1987
8	«Эхо-2»	1988	$5,99 \cdot 10^{16}$	1990
9	«Эхо-2»	1991	$3,99 \cdot 10^{15}$	1992
10	«Эхо-2»	1989	$5,92 \cdot 10^{15}$	1990
11	«Эхо-2»	1993	$3,7 \cdot 10^{15}$	1994
12	«Эхо-2»	1979	$2,29 \cdot 10^{14}$	1985
13	«Янки-1»	1988	$7,252 \cdot 10^{15}$	1988
14	«Янки-1»	1988	$1,554 \cdot 10^{16}$	1988
15	«Дельта-3»	2002		2004
16	«Чарли-1»	1993	$2,0 \cdot 10^{15}$	1993
17	«Чарли-1»	1993	$3,7 \cdot 10^{15}$	1993
18	«Чарли-1»	1994	$4,07 \cdot 10^{15}$	1994
19	«Виктор»	1989	$6,44 \cdot 10^{15}$	1989
20	«Виктор»	1994	$1,11 \cdot 10^{16}$	1994
21	«Виктор»	1989	$1,94 \cdot 10^{15}$	1993
22	«Виктор-3»	1996	$2,23 \cdot 10^{15}$	1996
23	«Виктор-3»	1997	$1,7 \cdot 10^{16}$	1998
24	«Виктор-3»	1998	Свежее	1998
25	«Виктор-3»	1993	$1,63 \cdot 10^{16}$	1998
26	«Виктор-3»	1998	$2,37 \cdot 10^{16}$	1998
27	«Виктор-3»	1998	$6,4 \cdot 10^{15}$	1998
28	«Виктор-3»	1992	$2,38 \cdot 10^{16}$	1996
29	«Виктор-3»	1998	$3,7 \cdot 10^{16}$	1998
30	«Виктор-3»	1998	$3,7 \cdot 10^{16}$	1999
31	«Акула»	1998		1998
32	«Оскар-2»	1998		1998
<i>Суммарная активность ОЯТ в реакторах</i>			<i>Около $3,0 \cdot 10^{17}$</i>	

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

В Дальневосточном регионе после аварии паропроизводящих установок выведены из эксплуатации две АПЛ классов «Эхо-2» и «Виктор».

На АПЛ класса «Эхо-2» авария произошла в период выполнения работ по уплотнению реактора после загрузки в него активной зоны. В результате ошибочных действий персонала при выполнении операций с крышкой реактора произошли самопроизвольная цепная реакция, вскипание теплоносителя, выброс крышки реактора и экранной сборки с активной зоной. Радиационная обстановка в реакторном и смежных с ним отсеках чрезвычайно опасная.

На АПЛ класса «Виктор» в результате ошибочных действий персонала произошло частичное разрушение активной зоны и течь теплоносителей в подблочное пространство. Радиационная обстановка в реакторном и смежных с ним отсеками чрезвычайно опасная.

Выгрузка ОТВС из реакторов этих АПЛ с применением существующих технологий невозможна. Разрабатываются технологии экологической изоляции АПЛ с ОЯТ в реакторах.

Радиационный потенциал ОЯТ активных зон НК с ЯЭУ (атомного корабля связи «Урал»), выведенного из эксплуатации в 2003 г., не оценивался из-за отсутствия достоверной открытой информации.

Приведенные в табл. 1.8 данные свидетельствуют, что около 47% активных зон загружены в реакторы 20 и более лет назад, а реакторы 40% АПЛ, в которых содержатся активные зоны, остановлены 15 и более лет назад.

Все активные зоны за исключением двух активных зон НК с ЯЭУ (атомного корабля связи «Урал»), по которым отсутствуют сведения, имеют суммарную активность около $3,0 \cdot 10^{17}$ Бк.

ОЯТ на береговой базе в бухте Сысоева (Филиал № 1 ФГУП «ДальРАО»).

В связи с потерей герметичности бассейна хранилища № 5 на БТБ ядерное топливо (ОТВС) из бассейна «мокрого» хранилища БТБ в бухте Сысоева было выгружено и вывезено на переработку. Построенное в 1986 г. в виде монолитного бетонного блока «сухое» наземное хранилище на фундаменте недостроенного сооружения (вторая очередь) имеет 1368 ячеек в виде сотового набора, представляющего собой залитые бетоном металлические трубы с шагом 450 мм, заваренные снизу и имеющие сверху крышки. Около 160 ячеек конструктивно непригодны к размещению в них чехлов. Активно в транспортно-технологической схеме обращения с ОЯТ в «сухом» хранилище БТБ используется около 1200 ячеек.

БТБ в бухте Сысоева является действующим объектом в транспортно-технологической схеме обращения с ОЯТ, выгружаемым из реакторов АПЛ. На БТБ осуществляется прием на площадку для временного хранения

и отправки на переработку ОЯТ, выгруженного из реакторов АПЛ и доставленного в чехлах на борту ПТБ проекта 2020 на пункт перевалки в бухте Конюшкова, а также отправка ОЯТ из хранилища БТБ. В хранилище в 879 чехлах старого типа «Т» (21, 22, 22М, 24, 24М) хранится ОЯТ, выгруженное из реакторов АПЛ первого и второго поколений в 1986—2001 гг., в том числе ОЯТ реакторов АПЛ первого поколения, выгруженное при подготовке к утилизации ПТБ проекта 326М «ПМ-80» и «ПМ-32».

Достоверные (документальные) подтверждения принадлежности ОТВС к конкретным активным зонам и точного количества ОТВС в чехлах отсутствуют. Эти данные могут быть получены лишь при освидетельствовании и дефектации указанных ОТВС.

Для расчета радиационного потенциала консервативным методом принимается, что все чехлы заполнены полностью.

Ввиду отсутствия данных об энерговыработке, уровне мощности и времени прекращения эксплуатации активных зон реакторов, в состав которых входили ОТВС, находящиеся на БТБ, радиационный потенциал указанных ОТВС был оценен с определенной достоверностью и характеризуется следующими величинами:

- один чехол с ОТВС зоны реактора АПЛ первого поколения имеет радиационный потенциал $4,7 \cdot 10^{13}$ Бк;
- один чехол с ОТВС зоны реактора АПЛ второго поколения имеет радиационный потенциал $3,7 \cdot 10^{13}$ Бк.

Все ОТВС в «сухом» хранилище имеют суммарный радиационный потенциал $3,54 \cdot 10^{16}$ Бк.

Есть предположение, что до установки крыши над хранилищем БТБ вода от осадков (дождя, снега), попавшая в ячейки, подвергалась многократным замораживаниям и размораживаниям и могла иметь контакт с тепловыделяющими элементами (Твэлами) ОТВС. При вывозе ОТВС, упакованных в такие чехлы, по-видимому, потребуется перетаривание ОТВС из этих чехлов в герметичные чехлы типа ЧТ. Признаки воды обнаружены в 113 ячейках.

По результатам замера активности воды в части ячеек хранилищ (в отдельных гнездах активность воды во взятых пробах составляет 10^{-2} Ки/л) можно сделать вывод, что чехлы имеют неплотности и вода имеет контакт с Твэлами ОТВС.

Действующая транспортно-технологическая схема обращения с ОЯТ на БТБ в бухте Сыроева обеспечивает вывоз ОЯТ на переработку. В качестве ближайших и срочных мер по ОЯТ, находящемуся в на БТБ в бухте Сыроева, необходимо:

-
- исключить возможность дальнейшего поступления воды (осадков) в ячейки емкостей с чехлами, содержащими ОТВС, т. е. уточнить причины поступления воды и устранить их предпосылки, удалить воду из ячеек;
 - разработать проекты и технологию работ по освидетельствованию, дефектации и перетарке ОТВС, находящихся в чехлах старого типа в «сухом» хранилище, с определением точных количеств и типов ОТВС, находящихся в гнездах емкостей, в том числе и технического состояния ОТВС.

Располагая указанными сведениями, можно определить последующие меры и действия по обращению с ОЯТ, находящимся на БТБ в бухте Сысоева.

ОЯТ на судах АТО. Как уже указывалось, в Дальневосточном регионе ОЯТ из реакторов АПЛ выгружается средствами объекта «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ» на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» и ПТБ класса «Малина».

ПТБ поочередно, один раз в два года, обеспечивает работы по выгрузке ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ на акватории ФГУП «ДВЗ “Звезда”» в Приморском крае и на акватории ФГУП «СВРЦ» Камчатской области. После заполнения хранилищ чехлами с выгруженными ОТВС ПТБ производит их перевалку в контейнеры ТК-18 или в ТУК-108/1 на глубоководном причале в бухте Конюшкова. Таким образом, ПТБ осуществляет только оперативное хранение чехлов с ОТВС до перевалки их в контейнеры.

ОЯТ на накопительной площадке ФГУП «ДВЗ “Звезда”». Накопительная площадка для размещения 80 контейнеров ТК-18 и ТУК-108/1 создана при финансировании работ по Программе СТР (Программа Нанна-Лугара) для обеспечения работ по выгрузке ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ на объекте «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ» и его временного хранения в контейнерах до вывоза на переработку.

По состоянию на май 2007 г. накопительная площадка загружена более чем на две трети. Вывоз контейнеров с ОЯТ из накопительной площадки ФГУП «ДВЗ “Звезда”» не обеспечивается из-за неудовлетворительного состояния железнодорожного полотна и железнодорожных мостов на 28-километровом участке железной дороги Большой Камень — Смоляниново.

Для дальнейшего использования объекта «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ» необходимо начать вывоз контейнеров с накопительной площадки.

ОЯТ на площадке временного хранения контейнеров ТУК-18 и ТУК-108/1 до их отправки на железнодорожный терминал. Площадка временного хранения на территории ФГУП «ДальРАО» предназначена для

оперативного размещения 35 контейнеров ТК-18 или ТУК-108/1 при перевалке чехлов из ПТБ класса «Малина» в контейнеры ТК-18 или в ТУК-108/1 и их временного хранения до отправки на железнодорожный терминал на станции Дунай.

Кроме того, при загрузке чехлов с ОТВС из «сухого» хранилища БТБ в контейнеры ТК-18 или ТУК-108/1 и подготовке их к отправке на железнодорожный терминал до прибытия спецэшелона они также временно хранятся на площадке.

ОЯТ на судах АТО, выведенных из эксплуатации, отсутствует.

Вывоз ОЯТ из Дальневосточного региона осуществляется спецэшелонами на ПО «Маяк» в соответствии с утвержденным графиком. Динамика вывоза такова [77]: в 2002 г. — 5 спецэшелонов, в 2003 г. — 4, в 2004 г. — 5, в 2005 г. — 3, в 2006 г. — 3, в 2007 г. — 1 спецэшелон.

1.2.5. Радиоизотопные термоэлектрические генераторы

РИТЭГи с середины 70-х годов прошлого столетия широко применялись в Советском Союзе для энергообеспечения различных автономных систем, в частности, в качестве источников электропитания средств навигации — морских светящихся зрительных маяков и радиомаяков. В качестве источника тепла, преобразуемого затем в электроэнергию, в РИТЭГах используется радиоактивный нуклид ^{90}Sr .

Всего для наземного применения в качестве источников электропитания было выпущено свыше 1000 РИТЭГов различных типов, использующих ^{90}Sr .

Диапазон основных параметров различных типов этих РИТЭГов таков:

- начальная радиоактивность — от 35 000 до 465 000 Ки;
- тепловая мощность — от 230 Вт до 2200 Вт;
- генерируемая выходная электрическая мощность — от 15 до 180 Вт.

Начальная активность радионуклидных источников тепла радиоизотопных энергетических устройств приведена в табл. 1.9.

Таблица 1.9. Начальная активность радионуклидных источников тепла

Тип устройства	Активность по ^{90}Sr , тыс. Ки
ИЭУ-1	465,0
ИЭУ-2	100,75
ИЭУ-1М	542,5
ИЭУ-2М	116,25
«Бета-М»	35,7
«Гонг»	46,5

Конструкция и основные характеристики РИТЭГов. Чертеж наиболее мощного РИТЭГа типа ИЭУ-1 в разрезе в общем виде представлен на **рис. 1.17**. На **рис. 1.18—1.21** показан внешний вид отдельных РИТЭГов, на **рис. 1.22** — обследование РИТЕГа и подготовка его к транспортировке.

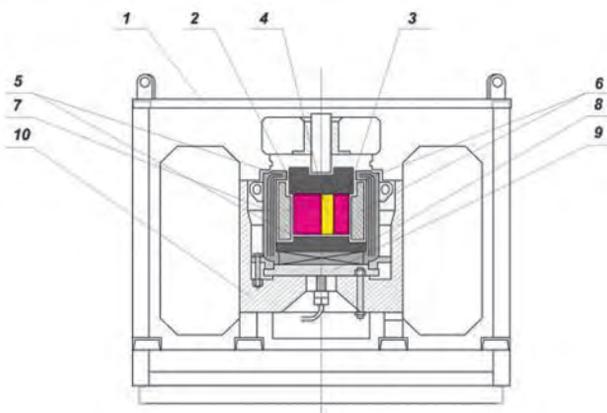


Рис. 1.17. РИТЭГ типа ИЭУ-1: 1 — охранная тара (металлический каркас); 2 и 3 — радионуклидные источники тепла; 4 — медный сепаратор; 5 — блоки радиационной защиты из вольфрама; 6 — радиационная защита из обедненного урана; 7 — газозщитная изоляция; 8 — блок термоэлектрических батарей; 9 — теплопроводящее основание; 10 — алюминиевый радиатор



Рис. 1.18. РИТЭГ типа «ЭФИР-МА»

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе



Рис. 1

Рис. 1.21. РИТЭГ типа «Бета-М»



Рис. 1.22. Обследование РИТЭГа и подготовка его к транспортировке

К началу 2007 г. на объектах в России эксплуатировалось находилось 582 РИТЭГа. Еще 2 РИТЭГа, числящихся за ТОФ, затонули у берегов Сахалина, их поиски продолжаются [54].

В настоящее время в Дальневосточном регионе находится 230 РИТЭГов, из них 145 принадлежат ВМФ и 85 — Минтрансу. Без какой-либо защиты или охраны в местах эксплуатации размещен 91 РИТЭГ, принадлежащий ВМФ (еще один РИТЭГ находится на накопительной площадке Корсаков на Сахалине), и все 85 РИТЭГов, принадлежащих Минтрансу. Все РИТЭГи Минтранса расположены на Чукотке и обслуживают Северный морской путь. 53 РИТЭГа, принадлежащие ВМФ, уже выведены из эксплуатации, вывезены в специальные охраняемые пункты в ожидании последующей транспортировки и утилизации. В Приморском крае все РИТЭГи выведены из эксплуатации и находятся в пункте временного хранения, расположенном на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева.

На **рис. 1.23** представлена карта размещения РИТЭГов в Дальневосточном регионе, на **рис. 1.24** — распределение активности всех РИТЭГов России.

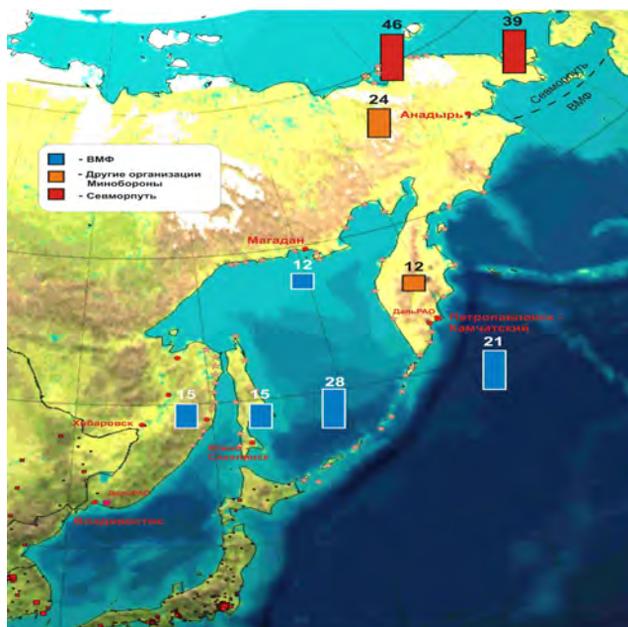


Рис. 1.23. Размещение РИТЭГов в Дальневосточном регионе

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

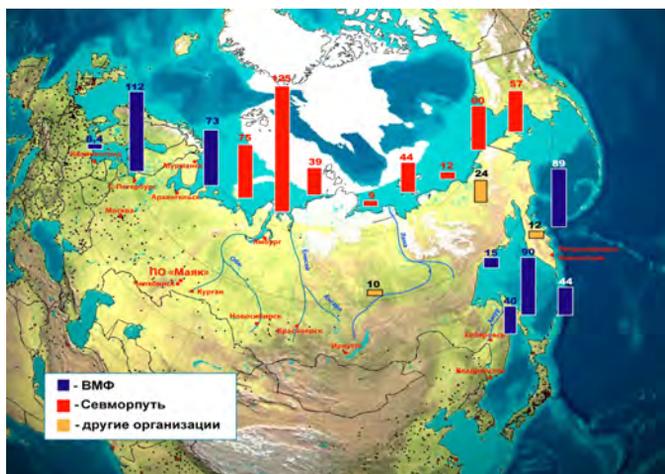


Рис. 1.24. Территориальное распределение суммарной активности РИТЭГов, Бк-(Е+15)

К настоящему времени вывезены и установлены на безопасное хранение в ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева все 19 РИТЭГов из Приморского края, 6 РИТЭГов из района Советской Гавани, 6 РИТЭГов с острова Сахалин. До начала работ по программе вывода из эксплуатации РИТЭГов на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева уже хранилось 5 РИТЭГов. 12 РИТЭГов были вывезены с мест эксплуатации на Камчатке и установлены на временное хранение в перевалочном пункте в бухте Крашенинникова. До начала работ по этой программе на перевалочном пункте в бухте Крашенинникова уже хранилось 5 РИТЭГов.

Всего на временном хранении в ФГУП «ДальРАО» на Камчатке и в Приморье находятся 53 РИТЭГа (рис. 1.25—1.27).



Рис. 1.25. РИТЭГи, хранящиеся на ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева



Рис. 1.26. Общий вид здания хранилища РИТЭГов



Рис. 1.27. План ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева

1.2.6. Радиоактивные отходы (ТРО и ЖРО)

Источники образования радиоактивных отходов

Основными причинами образования РАО в Дальневосточном регионе до 1991 г. были эксплуатация и ремонт АПЛ, перегрузка активных зон реакторов, а также реабилитация загрязненных территорий после аварии ЯЭУ 1985 г. в бухте Чажма. С 1991 г. РАО стали образовываться преимущественно в результате утилизации АПЛ [85].

Утилизация АПЛ в Дальневосточном регионе осуществляется тремя предприятиями: ФГУП «ДВЗ “Звезда”», ФГУП «ЗО СРЗ» МО РФ и ФГУП СВРЦ. Подготовленные для хранения РБ с выгруженными АЗ, облученное топливо,

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

ТРО и основная часть ЖРО до ввода в эксплуатацию плавучего завода по переработке ЖРО (ПЗО) «Ландыш» в апреле 2002 г. передавалась для хранения и переработки на БТБ в бухте Сысоева (ФГУП «ДальРАО»).

В настоящее время в связи с ограниченными объемами береговых хранилищ на БТБ ТРО, образующиеся на предприятиях-исполнителях в процессе утилизации, загружаются в РБ. Ранее накопленные ТРО продолжают храниться на БТБ в бухте Сысоева и аналогичных хранилищах на БТБ в бухте Горбушечья (Камчатка). В бухте Сысоева ведется строительство хранилища ТРО на 5000 куб. м (рис. 1.26). ТРО, образованные в результате аварии ЯЭУ АПЛ в бухте Чажма, размещены в траншейных хранилищах и на открытой площадке.

В целом в Дальневосточном регионе накоплено $19\,650\text{ м}^3$ ТРО суммарной активностью около $2,0 \cdot 10^{16}$ Бк, которые размещены:

- в береговых хранилищах (рис. 1.28 и 1.29) и реакторных блоках ФГУП «ДальРАО»;
- на предприятиях — исполнителях работ по утилизации АПЛ (судоремонтных заводах);
- на судах АТО ТОФ.



Рис. 1.28. Строительство хранилища ТРО на 5000 куб. м в бухте Сысоева



Рис. 1.29. Хранилище ТРО на ФГУП «ДальРАО»

Объем накопления и временного хранения ТРО продолжает возрастать, поскольку в регионе нет мощностей (установок) и технологий по их переработке, а также не выбрана площадка и не созданы сооружения для их окончательного захоронения.

Жидкие отходы, образующиеся на ПМ-74 в результате обращения с ОЯТ, передаются ПЗО «Ландыш» для переработки (**рис. 1.30**). Ранее накопленные ЖРО от эксплуатации ПЛА хранятся на судах АТО ТОФ и в сооружении ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева, из которого они небольшими объемами извлекаются и перерабатываются на объектовой установке (**рис. 1.31**). Образующиеся при утилизации АПЛ на ФГУП СВРЦ ЖРО (Камчатка) также перерабатываются объектовой установкой. Суммарная активность ЖРО в регионе оценивается примерно в $4,0 \cdot 10^{12}$ Бк.

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе



Рис. 1.30. Плавучий завод по переработке жидких радиоактивных отходов «Ландыш»



Рис. 1.31. Объектовая установка по переработке ЖРО на ФГУП «ДальРАО»

1.2.7. Радиационно-загрязненные территории, акватории и объекты инфраструктуры

Анализ радиоэкологической обстановки в местах отстоя АПЛ и судов АТО

Атомные подводные лодки, а также обеспечивающие их структуры многие годы базировались в Японском море (Приморский край) и северо-западной части Тихого океана (Камчатский полуостров). В настоящее время в Приморье остались только выведенные для утилизации АПЛ, два НК с ЯЭУ и обеспечивающие их структуры, а на Камчатке помимо выведенных для утилизации АПЛ базируются действующие подводные лодки.

По ряду причин южная часть Приморского края в предшествующие десятилетия оказалась наиболее насыщенной радиационно-опасными объектами — там находится до 80% общего их количества. Поэтому Приморье рассматривают как основной район, где ядерные и радиационно-опасные объекты ВМФ длительное время оказывали радиационное влияние на прилегающие морские экосистемы.

Результаты исследований последнего десятилетия эту тему представлены в виде радиационных карт, точнее, картограмм, дающих полное представление о радиационной обстановке на объектах. Они составлялись по данным от нескольких сот до нескольких тысяч измерений уровней гамма-поля на технических территориях, в донных отложениях и на территориях населенных пунктов.

На территориях мощность эквивалентной дозы (МЭД) определялись на высоте 0,1 и 1 м. В выявленных аномалиях производился целенаправленный отбор проб объектов внешней среды, определялись удельная активность техногенных (^{137}Cs , ^{60}Co и других гамма-излучающих радионуклидов) и природных (в основном ^{40}K) радионуклидов, плотность альфа-бета-частиц и оценка их геометрических размеров (по уровню более 0,6 мкЗв/ч). Количество отборов проб объектов внешней среды составляло от несколькими десятков до сотен. Градация МЭД на картах имеет следующие значения:

- на территории: зеленые цвета — фон (светло-зеленый — ниже среднего уровня, темно-зеленый — выше среднего уровня), последующие цвета — радиоактивное загрязнение (желтый — до 0,6 мкЗв/ч, красный — до 2,4 мкЗв/ч и т. д.);
- на акватории: голубые цвета — фон (светло-голубой — ниже среднего уровня, темно-голубой — выше среднего уровня), последующие цвета — радиоактивное загрязнение (желтый — до 0,6 мкЗв/ч, красный — до 2,4 мкЗв/ч и т. д.).

В соответствии с [97] МЭД до 0,6 мкЗв/ч допускает пребывание населения на территории неограниченное время в течение года, но не более пяти лет

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

подряд, при 0,6—2,4 мкЗв/ч — 24—6 ч, при 2,4 мкЗв/ч и выше — не более 6 ч в сутки. Остальные градации с более высокими значениями МЭД соответствуют зонам, требующим индивидуального определения времени пребывания в них персонала.

Этот подход един для всех объектов, радиоэкологическая обстановка на территории (акватории) которых оценивается с использованием радиационных карт.

В настоящее время в Приморье в бухтах Павловского, Чажма, Разбойник, Абрек осуществляется временное хранение АПЛ, НК с ЯЭУ и судов АТО, выведенных из состава флота, а также утилизированных АПЛ в виде трехотсечных РБ.

В бухте Абрек (Приморье) с 1991 г. базируется атомный надводный корабль «Урал». Так как он уже в 1993 г. был выведен из кампании, реакторы заглушены и не вводились в действие, радиоэкологическая обстановка в бухте Абрек сохранилась фоновой. Уровни гамма-излучения на технической территории изменяются в пределах 0,09—0,13 мкЗв/ч (9—13 мкР/ч), в донных отложениях — от 0,05 до 0,08 мкЗв/ч (5—8 мкР/ч), в морской воде на расстоянии 2 м от грунта — в пределах 0,01—0,02 мкЗв/ч (1—2 мкР/ч).

Бухта Павловского. Расширенные исследования, дающие наиболее полное представление о радиоэкологической обстановке, проводились в 1993, 1996 и 1999 гг. В последующие годы в штатном режиме ведется только выборочный контроль методом отбора проб объектов внешней среды и измерений МЭД в контрольных точках, данные которых не влияют на ранее полученные результаты и не дополняют их новой информацией. Причина состоит в том, что с 2000 г. в бухте Павловского никакой деятельности кроме отстоя АПЛ, судов АТО и передачи их на утилизацию не ведется.

Из данных измерений следует, что в начальный период после аварий и при дальнейшем хранении АПЛ (рис. 1.32) они являлись и остаются постоянными источниками радиоактивного загрязнения морской среды и частично прилегающей к ним территории.

Радиоактивное загрязнение внешней среды происходит наиболее радиоэкологически опасными долгоживущими радионуклидами ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{60}Co [149]. Наибольшее количество техногенных радионуклидов до настоящего времени сосредоточено в донных отложениях и вблизи аварийных АПЛ достигает 86 ПДК (в соответствии с [118] ПДК в песках пляжей и грунтах приливной зоны составляет для ^{137}Cs 2590 Бк/кг, для ^{60}Co — 370 Бк/кг). В морской воде, фауне и флоре содержание этих радионуклидов не превышает ПДК (в морской воде ПДК составляет для ^{137}Cs 2220 Бк/м³, для ^{90}Sr — 740 Бк/м³ и для ^{60}Co — 3700 Бк/м³).



Рис. 1.32. Аварийные АПЛ в бухте Павловского

Анализ радиоэкологической обстановки в бухте Павловского позволяет сделать следующее заключение:

- обстановка на технической территории и акватории характеризуется как нормальная за исключением места захоронения ТРО одной АПЛ, мест аварии другой АПЛ и отстоя двух АПЛ;
- основными источниками постоянного загрязнения морской среды являются две аварийные АПЛ;
- интенсивный вынос ^{137}Cs и ^{60}Co за пределы бухты не наблюдается.

Бухта Северная. АПЛ первого поколения стали базироваться в бухте Северной в 1983 г. С 1989 г. они выведены в отстой, а затем в 1996 г. переведены в бухту Павловского для последующей передачи на утилизацию. За этот небольшой промежуток времени пункт базирования и прилегающий к нему поселок практически не были загрязнены техногенными радионуклидами, что подтверждается результатами расширенных исследований 1994—1996 гг.

В бухте Постовой атомные подводные лодки стали базироваться в 1983 г. В их состав входили четыре АПЛ первого поколения. С 1989 г. по настоящее время они переведены в отстой. В 2000 г. одна АПЛ переведена в бухту Павловского для последующей передачи на утилизацию, в 2005 г. — вторая. В настоящее время в ожидании буксировки находится еще одна АПЛ. Анализ обстановки позволил сделать следующее заключение:

- радиоэкологическая обстановка в пункте отстоя характеризуется как нормальная;

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

- загрязнения искусственными радионуклидами фауны и флоры, превышающего допустимые нормы и фоновые значения, не обнаружено;
- содержание ^{60}Co только на одном локальном участке загрязнения донных отложений превышало допустимые нормы.

Бухта Крашенинникова. Анализ радиоэкологической обстановки в пунктах базирования и отстоя АПЛ в Приморье показал, что техногенные радионуклиды, эпизодически поступаая в морскую воду, локализуются в пределах внутренних акваторий и не выходят за их внешние границы. Исключение составляют последствия аварии ЯЭУ АПЛ в бухте Чажма (см. ниже). Это подтверждается результатами исследований и во втором по значимости узле сосредоточения ядерных и радиационных объектов флота — в бухте Крашенинникова на Камчатском полуострове.

Расширенное радиоэкологическое обследование пункта базирования и отстоя АПЛ в бухте Крашенинникова было проведено в 1996 г. По результатам 460 измерений МЭД в донных отложениях, 830 на технической территории и более 15 000 в г. Вилючинске-3 (Рыбачьем) построены радиационные карты. Уровни излучения на технической территории изменяются от 0,03 (пирсы) до 0,15 мкЗв/ч (золоотвал) (3—15 мкР/ч), в Вилючинске-3 — от 0,04 до 0,12 мкЗв/ч (4—12 мкР/ч), в донных отложениях — от 0,02 до 0,06 мкЗв/ч (2—6 мкР/ч) и соответствуют местному фону, который в 1,5—2 раза ниже, чем в Приморском крае [48]. Во всех объектах окружающей среды радионуклидный состав на 99% обусловлен природными бета-гамма-излучателями (отобрано более 70 проб).

Последующие наблюдения (вплоть до настоящего времени) за состоянием радиоэкологической обстановки в бухте Крашенинникова не выявили значимых отклонений от приведенных выше данных. Исследования позволили прийти к заключению, что радиоэкологическая обстановка на технической территории и прилегающей акватории пункта базирования и отстоя АПЛ характеризуется как нормальная.

Анализ радиоэкологической обстановки в местах утилизации АПЛ и хранения трехотсечных блоков

ФГУП «ДВЗ “Звезда”». Для объективной оценки радиоэкологической обстановки на территории г. Большой Камень, поселка Андреево и прилегающей к «ДВЗ “Звезда”» части поселка Чайкино в 1997 г. специалисты ТОФ, санэпиднадзора и представители общественности г. Большой Камень провели расширенное комплексное радиоэкологическое обследование, охватившее завод и населенные пункты (**рис. 1.33**).

Анализ экологической обстановки позволил прийти к заключению, что было бы необоснованно утверждать, что деятельность ДВЗ «Звезда» практически

не оказала никакого влияния на состояние радиоэкологической обстановки на технической территории и акватории бухты Большой Камень. На территории завода концентрации ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{60}Co в почве в местах разделки АПЛ постоянно в три-пять раз превышает фон, однако по сравнению с содержанием ^{40}K это составляет не более 10%. Такое содержание техногенных радионуклидов не влияет на изменение гамма-поля, которое практически на всей территории завода остается фоновым [48].



Рис. 1.33. Карта прилегающей территории ДВЗ «Звезда»

Существующие же источники излучения связаны со специальными площадками временного хранения ТРО. В зависимости от количества накопленных ТРО и их активности МЭД меняется в широком диапазоне. МЭД обусловлена в основном прямым гамма-излучением, а не радиоактивным загрязнением окружающей среды.

Радиоактивное загрязнение донных отложений бухты Большой Камень определяется иными источниками: длительной стоянкой аварийных судов АТО, выгрузкой ОЯТ из АПЛ на плаву и пр. [48].

С вводом в действие в 2003 г. на ДВЗ «Звезда» берегового комплекса выгрузки ОЯТ из утилизируемых АПЛ можно считать, что этот фактор загрязнения морской среды техногенными радионуклидами утратил значение. Одновременно с акватории бухты Большой Камень удалены аварийные суда АТО, которые длительное время были хотя и незначительными, но все же источниками радиоактивного загрязнения акватории.

ФГУП «30 СРЗ» МО РФ. Почти за 20 лет эксплуатации судоремонтного завода до 1985 г. в бухте Чажма удельная активность техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды незначительно превышала фон.

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

В донных отложениях их содержание в среднем в 1,7 раза превышало фон, в морской воде — в 1,4 раза, в водорослях — в 1,2 раза, а в бентосе оно оставалось на уровне естественного состояния. За пределами заводской акватории искусственная радиоактивность определялась только глобальными выпадениями. Радиоактивное загрязнение территории завода отсутствовало.

С 1985 г. по настоящее время радиозэкологическая обстановка на ФГУП «30 СРЗ» МО РФ полностью определяется последствиями аварии ЯЭУ АПЛ К-431. Массовой утилизацией АПЛ завод практически не занимался. В 2004 г. была утилизирована первая АПЛ. Разделка лодки происходила в плавучем доке на фоне последствий радиоактивного загрязнения донных отложений и морской воды, которые возникли в результате аварии 1985 г. и значительно превышали радиозэкологические последствия утилизации АПЛ на ФГУП «ДВЗ “Звезда”».

Анализ радиоактивного загрязнения окружающей среды через 20 лет после аварии важен тем, что его можно использовать в качестве напоминания о необходимости повышения ответственности при обращении с ОЯТ, так как до настоящего времени вероятность возникновения самоподдерживающейся цепной реакции не доведена до нуля, а снижена с 10^{-5} до примерно 10^{-8} событий в год, а также для рассмотрения вопросов, связанных с реабилитацией территорий и морских акваторий.

Сравнительный анализ данных, характеризующих состояние радиозэкологической обстановки до аварии и после нее показал, что в эпицентре концентрация техногенных радионуклидов в бентосе (морских звездах, мидиях, гребешках, крабах) за прошедшие годы понизилась в 15—20 раз, но осталась в 1,5—2 раза выше, чем в 1984 г. В донных отложениях также значительно уменьшилось количество ^{137}Cs и ^{60}Co , однако содержание ^{60}Co до настоящего времени остается высоким и в отдельных местах достигает 70—90 кБк/кг.

Можно сделать вывод, что радиозэкологическая обстановка в течение последних 20 лет на акватории бухты Чажма характеризуется как нарушенная и будет оставаться таковой еще несколько десятилетий (без дезактивации). Источник радиоактивного загрязнения относится к наиболее опасному открытому типу и требует постоянного контроля.

ФГУП «СВРЦ» МО РФ. Последние расширенные исследования были проведены в 2002 г. в связи с выгрузкой дефектного ОЯТ с ПМ-32 (ТНТ-49) [32, 46]. Перед началом радиационно-опасных работ на ПМ-32 была оценена радиозэкологическая обстановка пункта временного базирования судна. Исследовано состояние гамма-поля на акватории бухты Сельдевая, территории завода и в прилегающем поселке Сельдевом, отобраны контрольные

пробы объектов внешней среды. Исследования показали, что гамма-поле на территории Сельдевого и ФГУП «СВРЦ» МО РФ практически однородно. Оно определяется излучением природных радионуклидов и имеет средний уровень 6 ± 4 мкР/ч. В течение семи лет после предшествующего радиационного картографирования его состояние осталось неизменным.

В районе стоянки ПМ-32, где многие годы находятся суда с радиоактивными отходами и производится перегрузка активных зон реакторов АПЛ, МЭД в донных отложениях, как и ранее, имела повышенные значения. Обнаружены два участка с уровнями 0,9 и 1,6 мкЗв/ч (90 и 160 мкР/ч), которые по сравнению с 1996 г. оказались значительно ниже (ранее максимум соответствовал 34,5 мкЗв/ч).

Сравнительный анализ картограмм радиационных полей в бухте Сельдевая, полученных перед проведением радиационно-опасных работ на ПМ-32 и по их окончании, свидетельствует об отсутствии значимого влияния выгрузки дефектного ядерного топлива на изменение радиоэкологической обстановки в пункте временного базирования судна.

Анализ имеющихся данных позволяет заключить, что радиологическая обстановка на территории ФГУП «СВРЦ» МО РФ и акватории бухты Сельдевая характеризуется как нормальная за исключением локального участка загрязнения донных отложений радионуклидами ^{137}Cs и ^{60}Co , где она характеризуется как нарушенная. Производственная деятельность судоремонтного завода не оказывает влияния на изменение радиоэкологической обстановки в прилегающем поселке Сельдевой.

Бухта Разбойник. Пункт временного хранения трехотсечных РБ был образован на противоположной от эпицентра аварии ЯЭУ АПЛ К-431 стороне бухты Чажма в середине 1992 г. В нем длительное время хранились РБ и выведенные в отстой АПЛ, а с 2002 г. по настоящее время — только РБ.

Расширенные наблюдения за радиоэкологической обстановкой в ПВХ и на прилегающей акватории начались в первый же год его образования и продолжались в течение почти десяти лет (картограммы донных отложений строились по результатам 200—300 измерений МЭД). Исследования показали, что обстановка не ухудшилась, напротив, нормализовалась и стала сопоставимой с фоном [48, 47].

Если в первые годы в донных отложениях значения МЭД до 0,6 мкЗв/ч (МЭД более 20 мкР/ч определяется последствиями аварии ЯЭУ АПЛ в бухте Чажма в 1985 г.) наблюдались непосредственно на границе ПДХ, а отдельные малоразмерные радиоактивные аномалии — и на его акватории, то с 1998 г. этот участок бухты очистился естественным путем. В результате

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

МЭД под РБ и АПЛ снизилась с 0,1—0,2 мкЗв/ч (10—20 мкР/ч) до 0,04—0,1 мкЗв/ч (4—10 мкР/ч).

Исследования на территории ПДХ показали, что альфа-бета-гамма-излучение обусловлено природными радионуклидами U-Th-семейств и ⁴⁰K. Загрязнения искусственными радионуклидами выше фоновых значений не обнаружено. Мощность экспозиционной дозы на его территории изменяется в пределах 0,1—0,2 мкЗв/ч (10—18 мкР/ч). Прямое гамма-излучение от трехотсечных блоков не влияет на состояние радиационной обстановки на берегу. МЭД вдоль береговой стенки также находится в пределах 0,1—0,2 мкЗв/ч (9—20 мкР/ч).

Содержание техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды сохраняется на уровне фона за исключением ⁶⁰Со в донных отложениях, появление которого связано с аварией АПЛ в бухте Чажма.

Анализ результатов многолетних наблюдений позволяет прийти к заключению, что радиоэкологическая обстановка на территории и акватории ПВХ РБ в бухте Разбойник нормальная.

1.3. Описание существующей инфраструктуры утилизации и особенностей обращения с АПЛ, ОЯТ и РАО на различных объектах Дальневосточного региона

Разделка корпусов АПЛ, НК с ЯЭУ и судов АТО осуществляется на производственных мощностях ФГУП «ДВЗ “Звезда”», ФГУП «30 СРЗ» (Приморский край) и ФГУП «СВРЦ» (Камчатский полуостров).

Инфраструктура отстоя, хранения, утилизации АПЛ, обращения с ОЯТ в Приморском крае располагается в южной его части и включает [23]:

- судоремонтный завод ФГУП «ДВЗ “Звезда”» с соответствующей инфраструктурой, расположенной в бухте Большой Камень;
- судоремонтный завод ФГУП «30 СРЗ», расположенный в бухте Чажма;
- ФГУП «Дальневосточное федеральное предприятие по обращению с радиоактивными отходами» (ФГУП «ДальРАО») Росатома;
- пункт временного хранения выведенных из состава ВМФ АПЛ в бухте Павловского;
- суда АТО, предназначенные для приема, транспортировки и временного хранения ОЯТ и РАО, располагающихся в бухтах Большой Камень, Чажма и Павловского.

По состоянию на декабрь 2005 г. в Приморском крае оказалось сконцентрировано не менее 70% всех объектов утилизации Дальневосточного региона. Все АПЛ выведены из состава действующего флота в 1985—1999 гг. и находятся на плаву в ожидании утилизации от 5 до 20 лет.

Две АПЛ из трех с аварийными ЯЭУ (рис. 1.30) относятся к особо радиационно-опасным объектам. Результаты радиационных обследований показывают, что выгрузка ОЯТ и утилизация этих АПЛ по штатной схеме в обозримом будущем невозможны. На основе технико-экономических проработок в 2001 г. заинтересованными ведомствами было принято следующее решение:

- разместить эти две АПЛ на береговой площадке выше уровня моря;
- выгрузку топлива из АПЛ не производить;
- обеспечить надежную изоляцию АПЛ на период долговременного хранения.

По результатам проектно-испытательских работ местом для изоляции АПЛ выбран участок рядом с сооружаемым пунктом долговременного хранения реакторных отсеков на мысе Устричный в бухте Разбойник. Изоляцию предполагается осуществить по следующей схеме [88]. Изготавливаются специальные понтоны-основания, на которых реакторные блоки АПЛ, предварительно сформированные в плавучем доке, доставляются к мысу Устричный и заводятся в специально прорытый канал. Понтоны с АПЛ притапливаются (сажаются на дно-основание канала) так, что корпуса АПЛ оказываются выше уровня моря. Основания понтонов заполняются бетоном, становясь частью фундамента укрытия, а канал засыпается. На образовавшемся фундаменте сооружается укрытие для АПЛ. Эта технология проиллюстрирована на рис. 1.34 и 1.35.

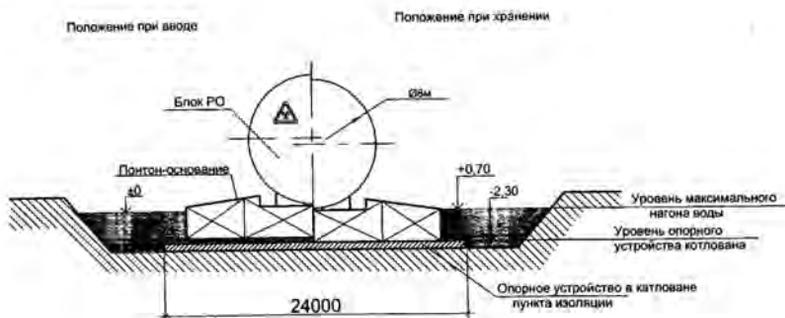


Рис. 1.34. Понтон-основание с реакторным блоком

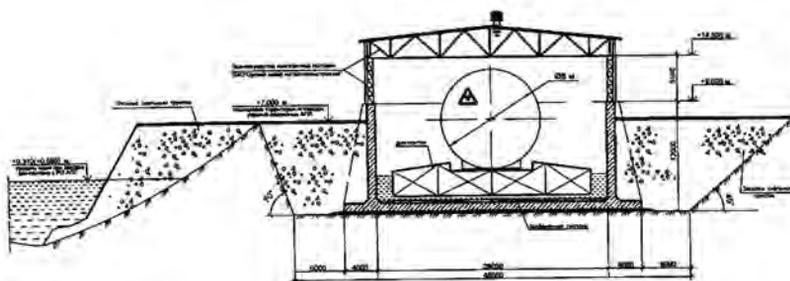


Рис. 1.35. Береговое укрытие для аварийных АПЛ

ФГУП «ДВЗ “Звезда”» — крупнейшее на Дальнем Востоке России предприятие по комплексной утилизации АПЛ. В соответствии с концепцией комплексной утилизации АПЛ ФГУП «ДВЗ “Звезда”» осуществляет утилизацию АПЛ, выведенных из состава ВМФ, с формированием трехотсечного плавучего реакторного блока.

К настоящему времени на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» утилизирована 31 из 41 утилизированных в Тихоокеанском регионе АПЛ, т. е. 80%.

Срок утилизации АПЛ проекта «Янки» на ФГУП «ДВЗ “Звезда”», например, составляет шесть месяцев. Это определяется наличием созданной на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» в течение семи лет инфраструктуры комплексной утилизации АПЛ, включающей три уникальных комплекса:

- комплекс разделки корпусов АПЛ и переработки продуктов утилизации;
- комплекс обращения с радиоактивными отходами (РАО);
- береговой комплекс выгрузки (БКВ) и обращения с отработавшим ядерным топливом.

Это единственные на Дальнем Востоке России объекты, проекты которых прошли государственную экологическую экспертизу, они приняты в эксплуатацию государственными приемными комиссиями. Их ввод в эксплуатацию потребовал больших усилий и значительного финансирования. С 1994 г. и по настоящее время на заводе, в основном за счет финансирования США по программе СУУ, идет модернизация инфраструктуры разделки корпусов утилизируемых атомных подводных лодок [150]. В результате модернизации комплекс разделки корпусов АПЛ и переработки продуктов утилизации имеет в своем составе такое уникальное оборудование, как гильотина усилием 2000 т для резки корпусных конструкций больших и средних толщин (в том числе прочного корпуса АПЛ), пресс-пакетировщик для прессования и пакетирования тонколистовых конструкций, различное подъемное оборудование,

трейлеры, экскаваторы и т. д. Это оборудование в комплексе с судоподъемными сооружениями и стапелями завода позволяет производить разделку пяти-шести атомных подводных лодок в год.

Принципиальная технология утилизации АПЛ по трехотсечному варианту определяет выполнение следующих обязательных операций:

- выгрузки ОЯТ из реакторов АПЛ на береговом комплексе выгрузки ФГУП «ДВЗ “Звезда”», загрузки его в специализированные контейнеры типа ТК-18 (ТУК-108/1) с последующей отправкой спецпоездом на ПО «Маяк» для переработки;
- сбора с утилизируемой АПЛ ЖРО и ТРО и временного их хранения с последующей переработкой;
- вырезки из корпуса АПЛ и формирования плавучего трехотсечного блока с РО для обеспечения его временного хранения на плаву в специальном ПВХ;
- утилизации носового и кормового блоков АПЛ.

Процесс утилизации АПЛ разделен во времени на пять периодов: приемный, предстапельный, стапельно-подготовительный, стапельный, достроечно-сдаточный (для блока РО). Каждый из них характеризуется определенным комплексом работ, после выполнения которого можно переходить к следующим операциям утилизации. Соблюдение этого принципа способствует сокращению общей продолжительности работ.

В соответствии с принятой принципиальной технологией комплексная утилизация АПЛ на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» состоит из следующих этапов [151]:

- передачи АПЛ от личного состава ВМФ гражданскому экипажу завода, подготовки АПЛ к постановке на предприятие;
- постановки АПЛ на предприятие, подготовки АПЛ к утилизации;
- выгрузки ОЯТ (средствами БКВ или ПТБ класса «Малина»);
- постановки АПЛ в плавучий док «Паллада»;
- перемещения АПЛ на стапель;
- разрезки АПЛ на блоки (вырезки трехотсечного блока с РО);
- формирования трехотсечного блока РО;
- демонтажа оборудования, аппаратуры, трубопроводов, электрокабеля;
- разрезки кормового и носового блоков на крупные секции;
- разрезки секций корпуса, разделки оборудования на металлолом;
- переработки электрокабеля;
- спуска трехотсечного блока на воду, выполнения достроечных работ по подготовке к длительному хранению и предъявления блока комиссии ФГУП «ДальРАО»;

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

- транспортировки трехотсечного блока в ПВХ;
- сбора, переработки и хранения ЖРО и ТРО;
- сбора, хранения, переработки промышленных отходов;
- временного хранения ОЯТ в ТУК-108/1 (на накопительной площадке БТБ), погрузки его в спецэшелон и отправки на ПО «Маяк».

Однако в настоящее время не может быть реализован заключительный этап обращения с ОЯТ на накопительной площадке БКВ — погрузка ОЯТ в спецэшелон и отправка его на ПО «Маяк». Это обусловлено неудовлетворительным состоянием участка железной дороги Смоляниново — Большой Камень.

Существующая организационно-технологическая схема утилизации АПЛ на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» с использованием средств БКВ приведена на **рис. 1.36**.

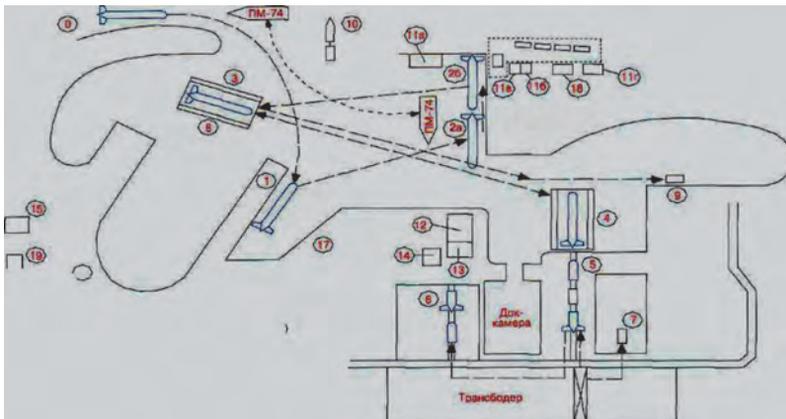


Рис. 1.36. Организационно-технологическая схема утилизации АПЛ на ФГУП «ДВЗ “Звезда”»: 1 — глубоководный пирс; 2а — спецнабережная (подготовительное место); 2б — спецнабережная (рабочее место); 3 — акватория предприятия (котлован); 4 — ПД с АПЛ на подводных опорах; 5 — передаточный стапель; 6 — открытые стапельные места; 7 — эллинг; 8 — ПД с реакторным блоком на акватории; 9 — глубоководная набережная; 10 — море; 11а — плавучий завод переработки ЖРО (ПЗО-500); 11б — комплекс переработки низкоактивных ЖРО; 11в — комплекс переработки ТРО; 11г — участок хранения РАО; 12 — участок разделки металлолома; 13 — участок разделки секций (гилютина Харрис); 14 — участок пакетирования тонколистовых конструкций; 15 — участок переработки кабеля; 16 — участок разборки демонтированного оборудования; 17 — мелководная набережная; 18 — площадка хранения токсичных отходов; 19 — площадка хранения спецпокрытий и изоляции

Формирование трехотсечного блока состоит в выполнении комплекса работ, обеспечивающих плавучесть и остойчивость блока, его буксировку и длительное хранение на плаву в ПВХ, главной из которых является герметизация РО, систем ППУ, отсеков, смежных с реакторным.

По окончании всех работ трехотсечный блок буксируется в пункт временного хранения.

Работы по демонтажу корпусных конструкций производятся на открытых стапелях и могут выполняться одновременно в носовом и кормовом блоках. Объем одновременно выполняемых работ регламентируется количеством рабочих и наличием кранового оборудования.

После выгрузки с АПЛ секции прочных конструкций разрезаются на разделочной площадке на части с габаритными размерами не более 8500x1510x1200 мм для резки на гильотине или тепловой резки на мартеновский кусок.

Демонтаж и выгрузка механизмов и оборудования проводится как на глубоководной набережной, так и на стапельных местах. При этом оборудование, используемое в дальнейшем, демонтируется без повреждений.

Все оборудование и материалы перед выгрузкой с АПЛ и передачей на участки и склады в сборе или после разборки перед отправкой потребителю проверяются отделом ядерной и радиационной безопасности (ЯРБ). Если оборудование имеет радиоактивное загрязнение выше установленных на заводе контрольных уровней, оно направляется на дезактивацию или на участок ТРО.

ФГУП «30 СРЗ» МО РФ, расположен в бухте Чажма. После радиационной аварии на АПЛ класса «Эхо-2» в 1985 г. выгрузка ОЯТ из реакторов на его акватории не производилась. Осуществлялись только работы по утилизации АПЛ. Утилизировано три АПЛ, ведутся работы по утилизации еще одной АПЛ. В 2005 г. запланированы работы по выгрузке ОЯТ и последующей утилизации одной АПЛ класса «Эхо-2».

Утилизация АПЛ производится в несколько этапов и предусматривает:

- буксировку АПЛ из пункта отстоя на предприятие;
- подготовку к выгрузке ОЯТ, выгрузку из АПЛ второстепенного оборудования;
- выгрузку ОЯТ силами плавучей технической базы ВМФ класса «Малина»;
- постановку АПЛ в плавучий док и формирование трехотсечного блока;
- вывод трехотсечного блока из плавучего дока, транспортировка его к месту временного хранения.

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

Инфраструктура отстоя, хранения, утилизации АПЛ, обращения с ОЯТ и РАО на Камчатском полуострове

Инфраструктура отстоя, хранения, утилизации АПЛ, обращения с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами на Камчатке компактно располагается в бухте Крашенинникова и включает в себя (рис. 1.37):

- пункт временного хранения выведенных из состава ВМФ АПЛ, расположенный на восточном побережье бухты Крашенинникова;
- судоремонтный завод ФГУП «СВРЦ» МО РФ в бухте Сельдевая (внутренней бухте);
- береговую техническую базу ФГУП «ДальРАО» на западном побережье бухты Крашенинникова в бухте Горбушечья (внутренней бухте);
- суда для приема и временного хранения РАО;
- плавучий пункт выгрузки и приема активных зон реакторов, предназначенный для последующей транспортировки ОЯТ в Приморье, на основе плавучей технической базы (ПТБ) ПМ-74.

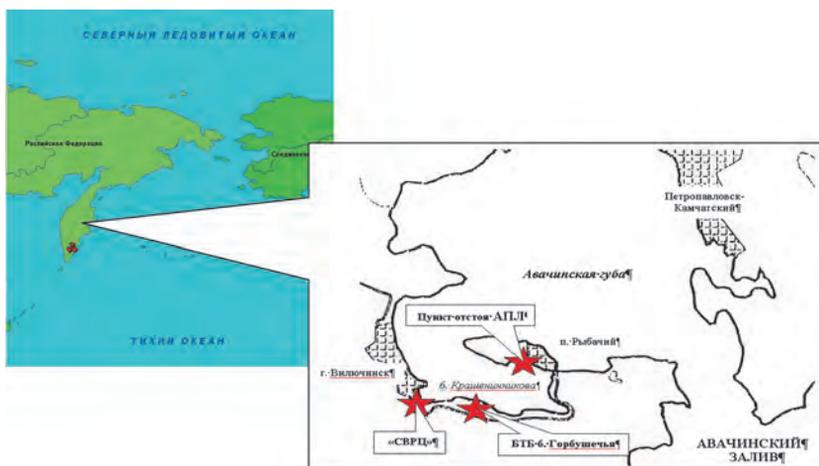


Рис. 1.37. Географическое расположение объектов утилизации АПЛ на Камчатском полуострове

Все объекты утилизации и инфраструктура размещены на территории Вилючинска. На восточном берегу Авачинского залива на расстоянии около 35 км находится областной центр — Петропавловск-Камчатский.

Пункт временного хранения выведенных из состава ВМФ АПЛ расположен в бухте Крашенинникова. Он представляет собой несколько

отведенных для этих целей пирсов с соответствующей инфраструктурой обеспечения непотопляемости, живучести и безопасности судов включая ядерную, радиационную и радиоэкологическую. К нему приписано одно из судов АТО — технический наливной танкер ТНТ-23. Состав АПЛ в пункте отстоя приведен в табл. 1.12.

Таблица 1.12. Состав выведенных в отстой АПЛ в пункте временного хранения в бухте Крашенинникова

Объект	Классификация НАТО	Количество
Атомная подводная лодка	«Эхо-2»	2
Атомная подводная лодка	«Чарли-1»	5
Атомная подводная лодка	«Виктор-3»	6
Атомная подводная лодка	«Оскар-1»	1

АПЛ выведены из состава ВМФ в 1991—1998 гг. На четырех из них выгружены активные зоны реакторов, остальные находятся в стадии ожидания отправки на ФГУП «СВРЦ» МО РФ для выгрузки АЗ и утилизации.

ФГУП «СВРЦ» МО РФ, расположенное в бухте Сельдевая, является единственным предприятием, занимающимся ремонтом и утилизацией АПЛ на Камчатке. На его территории (акватории) (**рис. 1.38** [31]) осуществляется выгрузка активных зон из реакторов утилизируемых объектов, а также обращение с радиоактивными отходами. Для сбора и хранения образующихся ЖРО используются плавучее контрольно-дозиметрическое судно, плавучие емкости и технический наливной танкер.

Утилизация АПЛ производится в несколько этапов и предусматривает:

- буксировку АПЛ из пункта временного хранения на предприятие;
- подготовку к выгрузке ОЯТ, выгрузку второстепенного оборудования из АПЛ;
- выгрузку ОЯТ силами плавучей технической базы ВМФ;
- постановку АПЛ в плавучий док и формирование, как правило, трехотсечного реакторного блока;
- вывод реакторного блока из плавучего дока, транспортировка его к месту временного хранения.

Перечень ядерно- и радиационно-опасных объектов на ФГУП «СВРЦ» МО РФ приведен в табл. 1.13.

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе



Рис. 1.38. Акватория СВРЦ, используемая для утилизации АПЛ

Таблица 1.13. Радиационно-опасные объекты утилизации на ФГУП «СВРЦ» Министерства обороны России

Объект	Классификация НАТО	Количество
АПЛ	«Дельта-3»	1
АПЛ	«Чарли-1»	1
Четырехотсечный блок	«Ноябрь»	1
Трехотсечный блок	«Отель»	1
Трехотсечный блок	«Эхо-2»	1
Пятиотсечный блок	«Эхо-2»	1
Трехотсечный блок	«Чарли-1»	2
Трехотсечный блок	«Дельта-3»	1
Технический наливной танкер	—	1
Плавучая техническая база	—	1
Плавучие емкости с ЖРО	—	3
Плавучее контрольно-дозиметрическое судно	—	1

Основными источниками радиационной опасности являются:

- утилизируемые и ремонтируемые АПЛ;
- АПЛ, на которых проводится перезарядка (выгрузка) активных зон реакторов;
- реакторные блоки;
- находящиеся на акватории суда АТО;
- плавучее контрольно-дозиметрическое судно (ПКДС-60) с емкостями для ЖРО;
- участки гамма-дефектоскопии, цеха спецпроизводств.

Остается нерешенной проблема транспортировки сформированных трехотсечных блоков в Приморье в ПДХ радиоактивных отходов, а также возможный перевод части АПЛ на утилизацию на ДВЗ «Звезда». Предполагавшиеся ранее буксировки крайне опасны и вряд ли возможны после затопления АПЛ К-159 в Баренцевом море. Наиболее безопасным представляется использование для этих целей специальных больших погружаемых судов типа «Докуайз», одно из которых было использовано для перевода АПЛ из Гремихи на СРЗ «Нерпа» и с Полярнинского СРЗ на СРЗ «Звездочка» (рис. 1.39 и 1.40).



Рис. 1.39. Транспортировка АПЛ на погружаемом судне в Баренцевом море

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе



Рис. 1.40. Погрузка АПЛ на транспортное судно

Суда для хранения, транспортировки отработавшего ядерного топлива, жидких и твердых радиоактивных отходов. Суда атомного технологического обслуживания на Камчатском полуострове представлены плавучей технической базой (приходящей), техническими наливными танкерами, плавучим контрольно-дозиметрическим судном и несколькими плавучими емкостями (табл. 1.14) [48].

Таблица 1.14. Состав судов для хранения, транспортировки отработавшего ядерного топлива, жидких и твердых радиоактивных отходов на Камчатском полуострове

Судно	Проект	Год постройки	Место нахождения	Техническое состояние	Примечания
ПМ-74 *	2020	1984	Бухта Сельдевая (временно)	В эксплуатации	Выгрузка ОЯТ из АПЛ
ТНТ-23	1783А	1963	Бухта Крашенинникова	В эксплуатации	Заполнено ЖРО
ТНТ-49 (ПМ-32)	326	1966	Бухта Сельдевая	Находится в отстое	Исключено из состава ВМФ в 1994 г.
ПЕ-66	ПЕК50	1967	Бухта Сельдевая	К эксплуатации непригодно	Утилизирована в 2005 г.
ПЕ-67	ПЕК50	1967	Бухта Сельдевая	К эксплуатации непригодно	Утилизирована в 2005 г.
ПЕ-31	ПЕК50	1968	Бухта Сельдевая	К эксплуатации непригодно	Утилизирована в 2005 г.
ПКДС-60	—	1973	Бухта Сельдевая	В эксплуатации	—

* Базируется в Приморском крае, периодически приходит для выгрузки ОЯТ из утилизируемых АПЛ и его транспортировки в Приморье.

Плавучая техническая база ПМ-74 выполняет выгрузку ОЯТ из АПЛ, предназначенных для утилизации, на ФГУП «СВРЦ» МО РФ и доставку его в Приморье для последующей отправки на ПО «Маяк». Выгрузка топлива на Камчатке осуществляется один-два раза в год. Одновременно производится сбор и хранение РАО.

Технический наливной танкер ТНТ-23 — судно проекта 1783А. Это однопалубный морской танкер специальной постройки. Его назначение — прием, временное хранение, транспортировка и слив в море ЖРО, а также прием и транспортировка ТРО (с 1993 г. слив ЖРО и сброс ТРО в море запрещены).

ТНТ-49 — технический наливной танкер (ранее плавучая мастерская ПМ-32, судно проекта 326), долгое время использовался для выгрузки и хранения ОЯТ, в том числе дефектного. В 2002 г. все ОЯТ включая дефектное было выгружено [33]. В настоящее время судно остается временным хранилищем ЖРО и загрязненного оборудования, законвертовано и ожидает утилизации.

Плавучие емкости ПЕК-50, используемые для хранения ЖРО, являются несамоходными и необитаемыми судами водоизмещением 132 т.

Плавучее контрольно-дозиметрическое судно ПКДС-60 представляет собой несамоходный понтон прямоугольной формы с двойным дном и двумя ярусами надстроек. Предназначено для размещения санитарных, производственных и бытовых помещений с минимально необходимым оборудованием и средствами для обеспечения отстоя, выполнения сопутствующих работ по выгрузке ракетных шахт, для обеспечения работ при выгрузке ОЯТ из утилизируемых АПЛ.

Бывшая береговая техническая база по обращению с радиоактивными отходами. БТБ передана для эксплуатации и реабилитации ФГУП «ДальРАО». В настоящее время база (Филиал № 2 ФГУП «ДальРАО») является радиационно-опасным объектом, на территории которого осуществляются прием и временное хранение ТРО, образующихся в ходе утилизации АПЛ. Одновременно производится реабилитация радиационно-опасных зданий, сооружений и территорий. В ее состав входят следующие основные сооружения:

- Хранилище ТРО, построенное в 1962 г. Проектная емкость — 600 м³. Предназначено для временного хранения высоко- и среднеактивных ТРО. Законсервировано в 1975 г.
- Хранилище ТРО, построенное в 1974 г. Проектная емкость — 1600 м³. Предназначено для временного хранения высоко- и среднеактивных ТРО. В эксплуатации.
- Хранилище ТРО, построенное в 1974 г. Предназначалось для временного хранения низкоактивных ТРО. Не эксплуатировалось.
- Хранилище перегрузочного оборудования с участком дезактивации, построенное в 1984 г. Не эксплуатировалось.
- Пункт радиационного контроля, построенный в 1974 г. Не эксплуатируется.
- Пункт радиационного контроля, построенный в 1978 г. В эксплуатации.

Основные схемы выгрузки отработавшего ядерного топлива. Одним из важнейших вопросов при решении проблем комплексной утилизации АПЛ, а также экологической реабилитации радиационно-опасных объектов бывшего ВМФ является обращение с отработавшим ядерным топливом. Выгрузка ОЯТ из реакторов АПЛ, предназначенных для утилизации, переводит

их из категории ядерно-опасных объектов в категорию радиационно-опасных ввиду отсутствия на борту делящихся материалов.

Выгрузка ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ в Дальневосточном регионе осуществляется на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» и ФГУП «30 СРЗ» МО РФ в Приморском крае и ФГУП «СВРЦ» на Камчатке. Она производится средствами берегового комплекса выгрузки на ФГУП «ДВЗ “Звезда”», а также единственной ПТБ перезарядки реакторов проекта 2020 с использованием перегрузочного оборудования, судовых и береговых транспортно-подъемных средств.

Для транспортировки ОЯТ из мест выгрузки на причал в бухте Конюшкова используется ПТБ проекта 2020. На причале ОЯТ перегружается в контейнеры ТК-18 (ТУК-108/1) и доставляется автотранспортом до площадки железнодорожного терминала станции Дунай для загрузки в вагоны-контейнеры для последующей отправки на переработку на ПО «Маяк».

Для более длительного хранения ОЯТ используются площадка временного хранения ФГУП «ДальРАО» (при отсутствии эшелона) и накопительная площадка объекта берегового комплекса выгрузки ОЯТ на ФГУП «ДВЗ “Звезда”».

При оптимальных объемах финансирования работ, обеспечивающих обращение с ОЯТ по действующей транспортно-технологической схеме, средствами ПТБ проекта 2020 возможно выполнять выгрузку ОЯТ из реакторов четырех утилизируемых АПЛ в год на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» с выполнением двух перевалок выгруженного из реакторов ОЯТ в контейнеры ТК-18 (ТУК-108/1) на временном пункте перевалки ОЯТ в бухте Конюшкова или двух-трех АПЛ на ФГУП «СВРЦ».

На ПМ-74 для выгрузки ОЯТ имеется перегрузочное оборудование, которое используется на ФГУП «СВРЦ». АПЛ на плаву ставится у специально оборудованной и аттестованной набережной возле плавучего контрольно-дозиметрического судна ПКДС-60, к ним подходит ПМ-74 и штатными подъемными средствами извлекает ОТВС, загружает их в чехлы, которые устанавливает в ячейки хранилища для ОЯТ. Дальнейшая транспортировка ОЯТ морем во временный пункт перевалки в бухте Конюшкова (Приморский край) осуществляется в чехлах.

ПТБ проекта 2020 по объему собственных хранилищ ОЯТ позволяет в зависимости от типов реакторов ЯЭУ АПЛ, из которых выгружаются ОТВС, без перевалки их в контейнеры на временном пункте перевалки в бухте Конюшкова принять в хранилище ОЯТ, выгружаемое из реакторов трех АПЛ.

В связи с этим ПТБ проекта 2020 предполагается использовать по следующей схеме:

1. Краткое описание объектов утилизации кораблей с ядерными энергетическими установками и обеспечивающей инфраструктуры в Дальневосточном регионе

- один год — выгрузка ОЯТ на ФГУП «ДВЗ “Звезда”»;
- следующий год — выгрузка ОЯТ на ФГУП «СВРЦ»;

В соответствии с Концепцией комплексной утилизации АПЛ и НК с ЯЭУ [80] ОЯТ подлежит выгрузке из реакторов и последующему вывозу за пределы региона на переработку в специальных защитных транспортных контейнерах.

Береговой комплекс выгрузки ОЯТ (БКВ) на ДВЗ «Звезда» сдан в эксплуатацию в 2003 г. Комплекс предназначен для выгрузки ОЯТ из реакторов АПЛ, загрузки его в транспортные контейнеры, временного хранения на накопительной площадке вместимостью 80 контейнеров, отправки ОЯТ спецэшелонам на комбинат «Маяк». БКВ обеспечивает выгрузку ОЯТ из реакторов четырех утилизируемых АПЛ в год.

Подробно транспортно-технологическая схема обращения с ОЯТ представлена в следующей главе.

К настоящему времени на предприятиях Дальневосточного региона создана промышленная инфраструктура, обеспечивающая выполнение работ по разделке до семи-восьми АПЛ в год.

Состояние производственных возможностей и промышленной инфраструктуры, также анализ проблемных участков и ограничивающих факторов на предприятиях Дальневосточного региона приведены в табл. 1.15.

Таблица 1.15. Характеристика производственных возможностей и промышленной инфраструктуры Дальневосточного региона

Исполнитель работ	Состав основных элементов используемой инфраструктуры	Возможности формирования РБ	Проблемные участки и ограничивающие факторы
ДВЗ «Звезда»	<p>Док-камера (открытые стальные места № 3—6)</p> <p>Передаточный док «Паллада»</p> <p>Передаточный стпель</p> <p>Элинг (стпель № 9)</p> <p>Глубоководная набережная с порталным краном</p> <p>Комплекс переработки низкоактивных ЖРО</p> <p>Участок хранения кондиционированных ТРО</p> <p>Комплекс оборудования для судоразделки</p> <p>Комплекс переработки кабельных изделий</p> <p>Хранилище ТРО</p> <p>Плавучий завод по переработке ЖРО «ПЗ0-500 «Ландыш»</p> <p>Открытые площадки разделки секций АПЛ</p>	5 единиц в год	Отсутствие инфраструктуры по обращению с ТРО и токсичными отходами
ФГУП «СВРЦ» ВС РФ	<p>Стационарные причалы с порталными кранами грузоподъемностью 30 и 40 т</p> <p>Крытый плавдок</p> <p>Открытый плавдок</p> <p>Береговые разделочные площадки общей площадью около 5000 м²</p> <p>Цех с газорезательным оборудованием</p> <p>Хранилища ТРО</p> <p>Плавучая контрольно-дозиметрическая станция (ПКДС)</p>	3 единиц за два года	Ограниченные производственные возможности СРЗ
ФГУП «З0 СРЗ» МО РФ	<p>Сухой док</p> <p>Набережная</p> <p>Плавпричал</p> <p>Участок разделки секций АПЛ</p> <p>Плавъемкости ПЕК-50</p> <p>Площадка хранения ТРО</p>	1 единица за два года	Ограниченные производственные возможности СРЗ

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

2.1. Обращение с отработавшим ядерным топливом АПЛ

2.1.1. Оценка радиационного потенциала ОЯТ АПЛ

Одним из важнейших вопросов обеспечения ядерной и радиационной безопасности объектов флота является обращение с отработавшим ядерным топливом. Все ядерное топливо транспортных установок военного назначения в Дальневосточном регионе России временно хранится:

- в реакторах АПЛ, ожидающих утилизации;
- в реакторах НК с ЯЭУ, ожидающего утилизации;
- в бухте Сысоева (Приморский край) на БТБ в блоке «сухого» хранения.

На перечисленных ниже объектах ОЯТ хранится до отправки эшелонам для переработки на ПО «Маяк»:

- в контейнерах ТК-18 (ТУК-108/1) на площадке временного хранения ФГУП «ДальРАО»;
- на накопительной площадке объекта «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ» на ФГУП «ДВЗ “Звезда”»;
- в хранилищах ПТБ ПМ-74, обеспечивающей выгрузку ОЯТ из реакторов АПЛ.

Выгрузка ОЯТ из реакторов АПЛ, предназначенных для утилизации, переводит их из категории ядерно-опасных объектов в категорию радиационно-опасных ввиду отсутствия на борту делящихся материалов, способных привести к возникновению самопроизвольной цепной реакции (СЦР). Таким образом, на этих АПЛ исключается возможность возникновения ядерных инцидентов.

Одновременно на несколько порядков снижается радиационная опасность АПЛ. Результаты расчетов и экспериментальные данные показывают, что

в ОЯТ содержится около 90% всей активности, находящейся в реакторном отсеке [86]. Именно поэтому поддержание необходимых темпов выгрузки ОЯТ из АПЛ является одной из приоритетных задач утилизации.

В соответствии с Концепцией комплексной утилизации АПЛ и НК с ЯЭУ [80] ОЯТ подлежит выгрузке из реакторов и последующему вывозу за пределы региона на переработку в специальных защитных транспортных контейнерах. Концепцией также определена одна из приоритетных задач по утилизации АПЛ — выгрузка ОЯТ из реакторов с целью снижения (или полного исключения) риска радиационных инцидентов, связанных с хранением АПЛ на плаву.

Активная зона реактора содержит ядерное топливо, в качестве которого используется обогащенный уран. Топливная композиция включена в тепловыделяющие элементы, которые объединены группами в тепловыделяющие сборки (ТВС). При работе реактора в топливной композиции образуется большое количество продуктов деления, а в технологических средах и конструкционных материалах паропроизводящей установки — активационных радионуклидов.

Для предотвращения выхода радионуклидов в окружающую среду созданы защитные барьеры. Наиболее опасный их источник — твэл — имеет два барьера в виде матрицы топливной композиции и оболочек. Топливная композиция является коррозионно-стойкой и удерживает выход продуктов деления в теплоноситель в случае разгерметизации оболочек твэлов. Оболочки твэлов также изготовлены из коррозионно-стойких материалов и препятствуют поступлению радионуклидов в теплоноситель.

Третьим барьером является герметичный первый контур, включающий корпус ядерного реактора, конструкции первого контура и трубопроводы, которые изготавливаются из коррозионно- и радиационно-стойких материалов. Они удерживают газовые радиоактивные продукты деления. К этому барьеру относится и сам теплоноситель, который замедляет нейтроны и удерживает радиоактивные продукты деления.

В качестве защитного барьера немаловажную роль играют реакторная выгородка, реакторный и смежные отсеки. Прочный корпус АПЛ — последний, пятый барьер, он ограничивает выход радионуклидов в окружающую среду.

Какова же величина накопленной активности ОЯТ АПЛ? Так как не вся информация, относящаяся к ОЯТ кораблей ВМФ, имеет открытый характер, для оценки величины радиационного потенциала ОЯТ используются различные методики. Так, в ИБРАЭ РАН при разработке методики исходили из анализа информации, приведенной в [116, 176, 79, 49, 25, 157].

Методика [24] в настоящее время позволяет вполне удовлетворительно оценивать данный параметр для выведенных из эксплуатации АПЛ.

Осколочная активность топлива реактора АПЛ. Чтобы упростить оценку накопления активности радионуклидов в топливе реактора на момент его останова, можно воспользоваться результатами работы [30], в которой принята линейная зависимость увеличения активности осколочных радионуклидов от энерговыработки активной зоны. В этой работе собраны и обобщены результаты оценок накопления осколочной активности для затопленного реакторного отсека ледокола «Ленин», шести реакторов АПЛ и ЯЭУ лихтеровоза «Севморпуть». В расчетах учитывалась реальная история работы реакторов на мощности, что позволило получить осредненные оценки активностей долгоживущих продуктов деления, нормированные на единицу энерговыработки (табл. 2.1).

Таблица 2.1. Средние значения нормированных активностей долгоживущих продуктов деления на момент останова реактора

Радионуклид	Период полураспада, лет	Активность, Бк/(ГВт·сут)
³ H	12,3	(7,5±1,6)E+11
⁸⁵ Kr	10,7	(1,8±0,6)E+13
⁹⁰ Sr	29,1	(1,1±0,1)E+14
⁹⁹ Tc	2,13E+5	(1,70±0,04)E+10
¹²⁹ I	1,57E+7	(2,8±0,1)E+7
¹³⁴ Cs	2,06	(2,7±2,3)E+13
¹³⁶ Cs	2,3E+6	(8,5±2,1)E+8
¹³⁷ Cs	30,0	(1,2±0,1)E+14
¹⁴⁷ Pm	2,62	(3,6±1,0)E+14
¹⁵¹ Sm	90,0	(2,6±1,1)E+12
¹⁵² Eu	13,3	(2,3±1,7)E+10
¹⁵⁴ Eu	8,8	(4,4±2,5)E+11
¹⁵⁵ Eu	4,96	(3,0±1,5)E+12

Из этих данных видно, что для большинства радионуклидов гипотеза линейной зависимости накопления активности от энерговыработки при реальном учете кампании реактора дает удовлетворительный результат (погрешность оценки — 30—50%). Исключение составляют радионуклиды Cs, чья активность нелинейно зависит от выгорания. Учитывая, что кампании и энерговыработки реакторов большинства АПЛ не сильно отличаются от тех, которые использовались в [30], приведенные результаты позволяют получать оценки активности осколочных радионуклидов по известной энерговыработке реактора для АПЛ различных поколений.

Оценка накопления трансурановых элементов (ТУЭ) в топливе АПЛ с ВВР. Для оценки активности ТУЭ в ОЯТ АПЛ использовались результаты работ [116, 167, 166, 108]. В них приведены данные по радионуклидному составу ОЯТ АПЛ (в основном аварийных) с известной энерговыработкой включая активность отдельных ТУЭ. На основании этих материалов проведена интерполяция данных гладкими кривыми, по которым можно оценить активность ТУЭ для произвольных значений энерговыработки (**рис. 2.1**).

Для отдельных радионуклидов — ^{238}Pu при энерговыработке 15,6 и 27,7 МВт·сут/кг(U) и ^{241}Am при выработке 69,4 МВт·сут/кг(U) — значения активности в опубликованных работах отсутствовали. Соответствующие данные были внесены авторами, исходя из предположения о монотонном возрастании интерполяционной кривой при их интерполяции квадратичными сплайнами (соответствующие точки на **рис. 2.1** обведены кружками). Погрешность оценок активностей ТУЭ по интерполяционным кривым авторы оценивают как порядок величины.

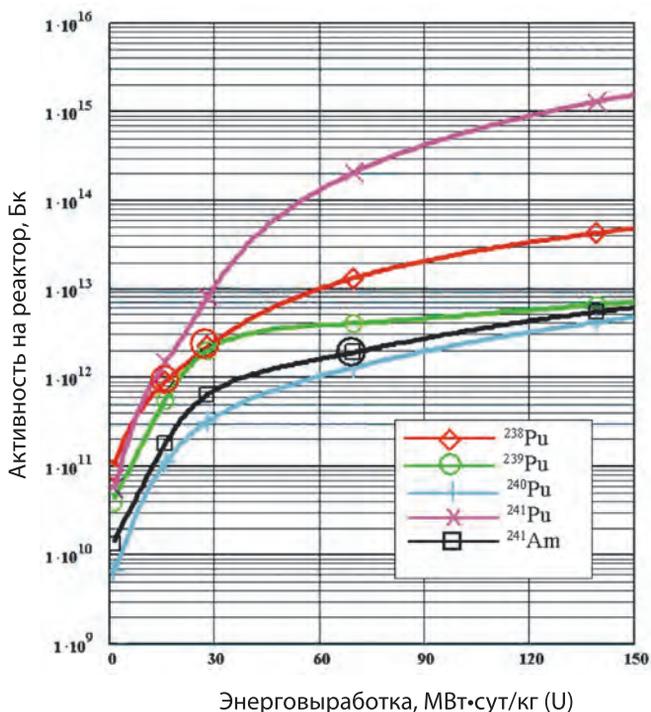


Рис. 2.1. Зависимость накопления ТУЭ в топливе АПЛ с ВВР от энерговыработки реактора

Кроме того, разработанный в [70] подход позволяет перейти и к оценке активности радионуклидов, входящих в состав ОЯТ АПЛ. Однако неопределенность части параметров, необходимых для расчетов, вынуждает на начальном этапе остановиться на оценке активности радионуклидов ОЯТ, входящих в состав только «среднестатистической» АПЛ. Исходя из анализа имеющихся данных по выведенным из состава ВМФ АПЛ приняты следующие входные параметры для расчетов: среднее время после останова реактора — 11,3 лет, средняя глубина выгорания ОЯТ — примерно 37 МВт·сут/кг(U) [155].

В результате с учетом приведенных в табл. 2.1 оценок определена активность осколочных радионуклидов в одном реакторе «среднестатистической» АПЛ, что в пределах одного порядка может характеризовать их активность для основной массы АПЛ (табл. 2.2).

Таблица 2.2. Средняя расчетная активность осколочных радионуклидов в одном реакторе «среднестатистической» АПЛ

Радионуклид	Период полураспада, лет	Активность на реактор, Бк
³ H	12,3	4E+12
⁸⁵ Kr	10,72	10E+13
⁹⁰ Sr	29,1	9E+14
⁹⁹ Tc	2,13E+5	2E+11
¹²⁹ I	1,57E+7	3E+08
¹³⁴ Cs	2,06	1E+13
¹³⁵ Cs	2,3E+6	9E+09
¹³⁷ Cs	30,0	1E+15
¹⁴⁷ Pm	2,62	2E+14
¹⁵¹ Sm	90	3E+13
¹⁵² Eu	13,3	1E+11
¹⁵⁴ Eu	8,8	2E+12
¹⁵⁵ Eu	4,96	3E+12

Примечание. Погрешность оценок для отдельных радионуклидов составляет 30—70%.

Расчет активностей трансурановых элементов вызывает наибольшее число проблем, во-первых, из-за малого числа опубликованных работ, во-вторых, из-за сложности перенесения результатов на произвольную глубину выгорания ОЯТ. Тем не менее в соответствии с представленной выше методикой получены результаты для наиболее радиологически значимых ТУЭ, которые пересчитаны на время 11,3 лет после останова реактора и сведены в табл. 2.3.

Таблица 2.3. Расчетные активности ТУЭ в реакторе ОЯТ «среднестатистической» АПЛ

Радионуклид	Активность в реакторе АПЛ после выдержки 11,3 лет
²³⁸ Pu	4 E+11
²³⁹ Pu	2 E+12
²⁴⁰ Pu	4 E+11
²⁴¹ Pu	3 E+12
²⁴² Am	3 E+12

Примечание. При расчетах активности ²⁴¹Am учтено его накопление за счет распада ²⁴²Pu.

С целью оценки погрешности приведенных расчетов радиационного потенциала ОЯТ на выведенных для утилизации АПЛ проведено сравнение полученных результатов с расчетами, независимо выполненными в Научно-исследовательском и конструкторском институте энерготехники им. Н. А. Доллежала (НИКИЭТ). Сопоставление показало, что с надежностью не менее 95% все данные укладываются в интервал погрешности, соответствующий одному порядку, как и предусмотрено методикой, а в 70% случаев отличаются друг от друга не более чем в два-три раза. При этом оценки, полученные НИКИЭТ, в большинстве случаев завышены по сравнению с оценками ИБРАЭ РАН. В целом же расчетные данные дают вполне удовлетворительное представление о радиационном потенциале ОЯТ на выведенных для утилизации АПЛ (табл. 2.4).

Таблица 2.4. Результаты оценки радиационного потенциала ОЯТ на выведенных из эксплуатации АПЛ (по состоянию на 1 сентября 2004 г.), полученные различными организациями,

№ п/п	Классификация НАТО	Активность ОЯТ, Бк	
		по данным ИБРАЭ РАН	по данным НИКИЭТ
1	«Ноябрь»	1,7E+15	2,2E+15
2	«Ноябрь»	9,8E+14	9,2E+14
3	«Эхо-1»	2,8E+15	2,9E+15
4	«Эхо-1»	1,8E+15	5,9E+15
5	«Эхо-2»	1,2E+15	2,3E+14
6	«Эхо-2»	4,6E+15	6,0E+16
7	«Эхо-2»	4,8E+15	5,9E+15
8	«Эхо-2»	2,1E+15	3,0E+15
9	«Эхо-2»	2,1E+15	3,0E+15
10	«Эхо-2»	3,6E+15	4,0E+15
11	«Эхо-2»	2,5E+15	3,7E+15
12	«Чарли»	3,1E+15	2,0E+15
13	«Чарли»	1,2E+15	3,7E+15
14	«Виктор»	2,7E+15	6,4E+15

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

Табл. 2.4. (окончание)

№ п/п	Классификация НАТО	Активность ОЯТ, Бк	
		по данным ИБРАЭ РАН	по данным НИКИЭТ
15	«Виктор»	3,9E+15	1,9E+15
16	«Виктор»	1,5E+15	1,1E+16
17	«Виктор 3»	8,8E+14	2,2E+15
18	«Виктор 3»	6,2E+15	2,4E+16
19	«Виктор 3»	2,1E+15	1,7E+16
20	«Виктор 3»	3,2E+15	3,7E+16
21	«Виктор 3»	6,4E+15	1,6E+16
22	«Виктор 3»	6,0E+15	2,4E+16
23	«Виктор 3»	2,4E+15	6,4E+15
24	«Виктор 3»	8,8E+15	3,7E+16
25	«Янки»	6,9E+15	7,2E+15
26	«Янки»	5,1E+15	1,5E+16

2.1.2. Динамика накопления ОЯТ, количество и способы его хранения

В 90-е годы прошлого века в регионе ОЯТ выгружалось из одной-двух АПЛ в год. В настоящее время темпы выгрузки ОЯТ существенно возросли и составляют четыре-пять в год (рис. 2.2). Для дальнейшего наращивания темпов выгрузки ОЯТ Минатом России совместно с другими министерствами и ведомствами инициировал создание на ДВЗ «Звезда» берегового комплекса выгрузки ОЯТ, которое финансировалось по программе совместного уменьшения угрозы (СТР).

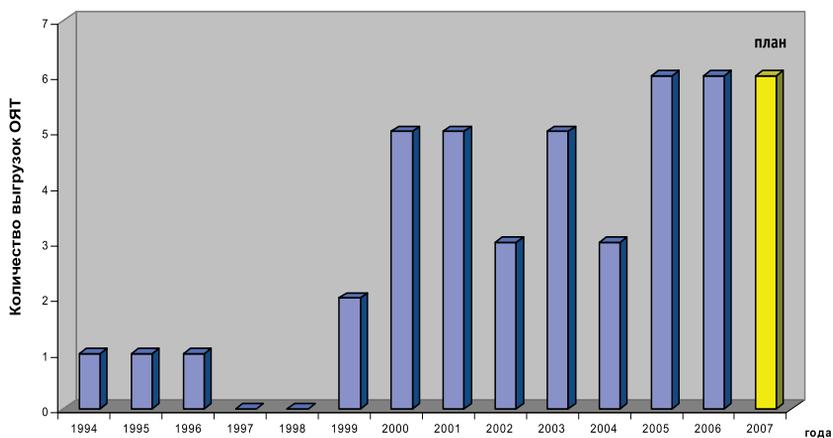


Рис. 2.2. Динамика выгрузки ОЯТ из АПЛ

Динамика вывоза ОЯТ из Дальневосточного региона была представлена в подразделе 1.2.4. Однако даже при таких темпах для вывоза всего накопленного и поступающего в процессе утилизации ОЯТ потребуется восемьдесят лет.

Хранение ОЯТ на АПЛ (НК с ЯЭУ). На АПЛ установлены реакторы с водяным теплоносителем. После вывода их из эксплуатации ОЯТ хранится в течение многих лет (до выгрузки) в реакторах (рис. 2.3) [155].

В соответствии с регламентом все реакторные установки на АПЛ, находящихся в отстой, приведены в ядерно-безопасное состояние (средства управления активной зоны опущены в нижнее положение, активные зоны расхоложены, электропитание исполнительных механизмов систем управления и защиты (СУЗ) отключено путем вырезки электрокабелей, ручные приводы исполнительных механизмов СУЗ застопорены путем обварки, баллоны системы газа высокого давления отключены от компенсаторов объема, давление в первом контуре снижено до 5—15 ат).

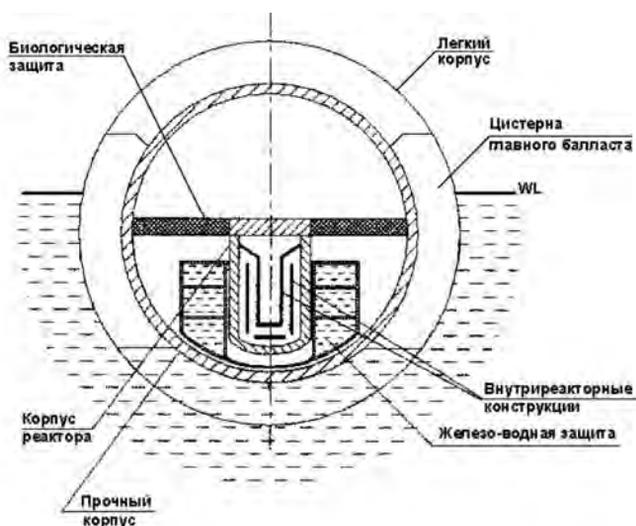


Рис. 2.3. Принципиальная схема хранения ОЯТ на выведенных в отстой АПЛ
При таком способе хранения ОЯТ сохраняются следующие защитные барьеры:

- герметичные оболочки тепловыделяющих элементов;
- герметичный корпус реактора;
- реакторный отсек (доступ ограничен);

- прочный корпус АПЛ (доступ ограничен);
- пункт отстоя (доступ ограничен);
- пункт базирования (доступ ограничен).

Герметичное состояние твэлов и корпуса реактора не позволяют ядерному топливу распространяться за их пределы без специального технического вмешательства (вскрытия реактора). Одновременно большая активность отработавших тепловыделяющих сборок с высокими уровнями излучения (более 10 Зв/ч) является естественным барьером, препятствующим их неконтролируемому перемещению без многотонной металлической защиты. Ограничение доступа в пункт базирования, отстоя, на АПЛ и реакторный отсек представляет собой дополнительную систему организационно-административного зонирования.

По состоянию на сентябрь 2004 г. активные зоны содержатся в 61 реакторе 32 АПЛ и 2 реакторах НК с ЯЭУ, выведенных из эксплуатации и ожидающих либо находящихся в процессе утилизации. После аварии паропроизводящих установок выведены из эксплуатации также 2 АПЛ классов «Эхо-2» и «Виктор».

На первой АПЛ авария произошла в период выполнения работ по уплотнению реактора после загрузки в него активной зоны (бухта Чажма). В результате ошибочных действий персонала при выполнении операций с крышкой реактора произошла самопроизвольная цепная реакция, затем — вскипание теплоносителя, выброс крышки реактора и экранной сборки с активной зоной. До настоящего времени радиационная обстановка в реакторном и смежных с ним отсеках чрезвычайно опасна [98].

На второй АПЛ в результате ошибочных действий персонала произошло частичное разрушение активной зоны, приведшее к течи теплоносителей в подблочное пространство. Радиационная обстановка в реакторном и смежных с ним отсеками чрезвычайно опасная [98].

Выгрузка ОТВС из реакторов этих АПЛ с применением существующих технологий невозможна. Разрабатываются технологии экологической изоляции АПЛ с ОЯТ в реакторах, о чем шла речь выше.

Радиационный потенциал ОЯТ активных зон НК с ЯЭУ (атомного корабля связи «Урал»), выведенного из эксплуатации в 2003 г., не оценивался из-за отсутствия достоверной открытой информации.

Приведенные в разделе 2.3 настоящей монографии данные свидетельствуют, что около 47% активных зон загружены в реакторы 20 и более лет назад, а реакторы 40% АПЛ, в которых содержатся активные зоны, остановлены 15 и более лет назад. В целом в реакторах АПЛ находится около 14 тыс. ОТВС.

Хранение ОЯТ на БТБ в бухте Сысоева. В связи с потерей герметичности бассейна «мокрого» хранилища на БТБ ядерное топливо (ОТВС) было выгружено и вывезено на переработку. Построенное в 1986 г. в виде монолитного бетонного блока «сухое» наземное хранилище на фундаменте недостроенного сооружения (вторая очередь) имеет 1368 ячеек в виде сотового набора, представляющего собой залитые бетоном металлические трубы с шагом 450 мм, заваренные снизу и имеющие сверху крышки. Около 160 ячеек конструктивно непригодны к размещению в них чехлов. В результате в транспортно-технологической схеме обращения с ОЯТ в «сухом» хранилище активно используется около 1200 ячеек.

БТБ в бухте Сысоева является действующим объектом в транспортно-технологической схеме обращения с ОЯТ, выгружаемым из реакторов АПЛ. На ней осуществляется прием на площадку для временного хранения и отправки на переработку ОЯТ, выгруженного из реакторов АПЛ и доставленного в чехлах на борту ПТБ ПМ-74 на пункт перевалки в бухте Конюшкова, а также отправка ОЯТ из хранилища БТБ.

По состоянию на сентябрь 2004 г. в хранилище БТБ в 879 чехлах старого типа «Т» (21, 22, 22М, 24, 24М), хранится ОЯТ, выгруженное из реакторов АПЛ первого и второго поколений в 1986—2001 гг., в том числе дефектное ОЯТ АПЛ первого поколения, выгруженное при подготовке к утилизации ПТБ ПМ-80 и ПМ-32.

Достоверные (документальные) сведения о принадлежности ОТВС к конкретным активным зонам и точном их количестве в чехлах отсутствуют. Эти данные могут быть установлены лишь при освидетельствовании и дефектации АЗ.

Для расчета радиационного потенциала консервативным методом принимается, что все чехлы заполнены полностью. Ввиду отсутствия объективных данных об энерговыработке, мощности и времени прекращения эксплуатации активных зон реакторов, в состав которых входили ОТВС, их радиационный потенциал по состоянию на 1 сентября 2004 г. может быть приблизительно оценен на уровне:

- один чехол с ОТВС зоны реактора АПЛ первого поколения составляет $5 \cdot 10^{13}$ Бк;
- один чехол с ОТВС зоны реактора АПЛ второго поколения составляет $4 \cdot 10^{13}$ Бк.

Соответственно все ОТВС в «сухом» хранилище (около 30 активных зон) имеют суммарный радиационный потенциал примерно $3 \cdot 10^{17}$ Бк.

Хранение ОЯТ на накопительной площадке ФГУП «ДВЗ “Звезда”». Накопительная площадка для размещения 80 контейнеров ТК-18 и ТУК-108/1

создана при финансировании работ по Программе СУУ (программе Нанна-Лугара) для обеспечения работ по выгрузке ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ на объекте «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ» и временного его хранения в контейнерах до вывоза на переработку.

По состоянию на май 2007 г. на накопительной площадке хранилось 65 контейнеров ТУК-18 и ТУК-108/1 с ОЯТ АПЛ первого и второго поколений, выгрузка которого в настоящее время производится на объекте «Инфраструктура...» [30].

Хранение ОЯТ на судах АТО. Выше отмечалось, что в Дальневосточном регионе выгрузка ОЯТ из реакторов АПЛ осуществляется средствами объекта «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ» на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» и ПТБ ПМ-74.

ПТБ поочередно, раз в два года, обеспечивает работы по выгрузке ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ на акватории ДВЗ «Звезда» в Приморском крае и акватории ФГУП «СВРЦ» Камчатской области. После заполнения хранилищ чехлами с ОТВС ПТБ осуществляет их перевалку в контейнеры ТК-18 или ТУК-108/1 на глубоководном причале в бухте Конюшкова (Приморский край). Таким образом, ПТБ осуществляет только оперативное хранение чехлов с ОТВС до перевалки в контейнеры. В совокупности на борту ПМ-74 может находиться около 750 ОТВС.

Хранение ОЯТ на судах АТО, выведенных из эксплуатации. На выведенных из эксплуатации судах АТО ОЯТ отсутствует. Последнее дефектное ядерное топливо было выгружено с ПМ-80 и ПМ-32 в 2002 г. и передано на БТБ в бухте Сысоева [143].

2.1.3. Транспортно-технологические схемы обращения с ОЯТ

В Дальневосточном регионе выгрузка ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ осуществляется на двух предприятиях: ФГУП «ДВЗ “Звезда”» в Приморском крае и ФГУП «СВРЦ» на Камчатском полуострове.

На ДВЗ «Звезда» ОЯТ из реакторов выгружается средствами ПТБ ПМ-74 и берегового объекта «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ». На ДВЗ «СВРЦ» ОЯТ из реакторов выгружается только средствами ПТБ ПМ-74.

Транспортно-технологическая схема обращения с ОЯТ [52], действующая в Приморском крае, является конечной перед отправкой его на ПО «Маяк» и обеспечивает:

- вывоз ОЯТ из временного «сухого» хранилища БТБ в бухте Сысоева в транспортных контейнерах ТК-18 и ТУК-108/1 на ПО «Маяк»;
- вывоз ОЯТ из хранилищ ПТБ ПМ-74 (ошвартованной у глубоководного причала в бухте Конюшкова) в контейнерах ТК-18 и ТУК-108/1 на БТБ в бухте Сысоева;
- вывоз ОЯТ из хранилищ ПТБ ПМ-74 (ошвартованной у глубоководного причала в бухте Конюшкова) в контейнерах ТК-18 и ТУК-108/1 на ПО «Маяк».

Транспортно-технологическая схема обращения с ОЯТ АПЛ создавалась под задачи перезарядки реакторов действующих АПЛ ВМФ и по своим возможностям не была готова к массовому выводу АПЛ из эксплуатации. К началу 1998 г. эта схема имела в своем составе:

- одну ПТБ (класса «Малина») ПМ-74;
- две ПТБ проектов 326 и 326М более ранней постройки, к тому времени уже выслужившие установленные сроки, технически неисправные и не допущенные надзорными органами к работам по выгрузке ОЯТ;
- штатные береговые хранилища ОЯТ в бухте Сысоева, к этому времени выведенные из эксплуатации по причине утечки из их бассейнов воды;
- нештатное «сухое» хранилище, частично используемое как «буферное» хранилище ОЯТ, выгружаемого из реакторов утилизируемых АПЛ (из этого хранилища обеспечивается вывоз ОЯТ на переработку);
- эшелон из четырех вагон-контейнеров ТК-ВГ-18.

За прошедшие годы в плане развития основных положений Концепции комплексной утилизации АПЛ и НК с ЯЭУ выполнен ряд работ по обоснованию совершенствования транспортно-технологической схемы обращения с ОЯТ, а также определению оптимального темпа его выгрузки из АПЛ и формированию РБ. Это позволило в 2002 г. обосновать предложения по совершенствованию и развитию транспортно-технологической схемы обращения с ОЯТ, которая оказалась способна обеспечить увеличение темпов выгрузки ОЯТ из реакторов АПЛ в 2—2,5 раза по сравнению с 1999 г.

В настоящее время наиболее сложными являются работы по обращению с ОЯТ утилизируемых АПЛ (выгрузка ОЯТ из реакторов и транспортировка его в пункт перевалки) на Камчатском полуострове, к которым привлечено только одно судно — ПТБ ПМ-74. В соответствии с этим наиболее протяженная транспортно-технологическая схема обращения с ОЯТ в Дальневосточном регионе предусматривает [52]:

- выгрузку ОЯТ средствами ПМ-74 и упаковку их в транспортные чехлы, установленные в водоохлаждаемом хранилище ОЯТ;

- выдержку ОТВС (при необходимости) в водоохлаждаемом хранилище ОЯТ на ПТБ в течение времени, обеспечивающего снятие остаточного тепловыделения;
- загрузку чехлов с ОТВС в радиационно-защитные контейнеры, доставку их автотранспортом на железнодорожный терминал, загрузку в вагон-контейнеры и транспортировку на ПО «Маяк» (при невозможности такой отправки контейнеры с ОЯТ временно перевозятся автотранспортом на БТБ в бухте Сысоева, а затем по этой же схеме на ПО «Маяк»).

В Дальневосточном регионе выгрузка ОЯТ из АПЛ с помощью ПМ-74 выполняется на судоремонтных заводах, имеющих установленные законом лицензии на данный вид деятельности. Обобщенная схема выгрузки ОЯТ для ФГУП «СВРЦ» такова: АПЛ на плаву ставится у специально оборудованной и аттестованной набережной возле плавучего контрольно-дозиметрического судна ПКДС-60, к ним подходит ПМ-74 и штатными подъемными средствами извлекает ОТВС, загружает их в чехлы, которые устанавливает в ячейки хранилища для ОЯТ (рис. 2.4 и 2.5). Дальнейшая транспортировка морем во временный пункт перевалки в бухту Конюшкова (Приморский край) осуществляется в чехлах. По прибытии ПМ-74 в бухте Конюшкова к ней из бухты Сысоева доставляются транспортные контейнеры ТК-18, в которые перегружается ОЯТ [52]. Загрузка ТК-18 на борт и выгрузка производятся плавучим краном грузоподъемностью до 100 т.

Далее контейнеры ТК-18 автомобильным транспортом доставляются на железнодорожный терминал (при наличии эшелона), где краном загружаются в вагон-контейнеры, либо (при отсутствии эшелона) таким же способом переправляются в бухту Сысоева, где перегружаются на площадку временного хранения контейнеров с ОЯТ. Впоследствии они вновь доставляются из бухты Сысоева автотранспортом на железнодорожный терминал к эшелону и отправляются на ПО «Маяк».

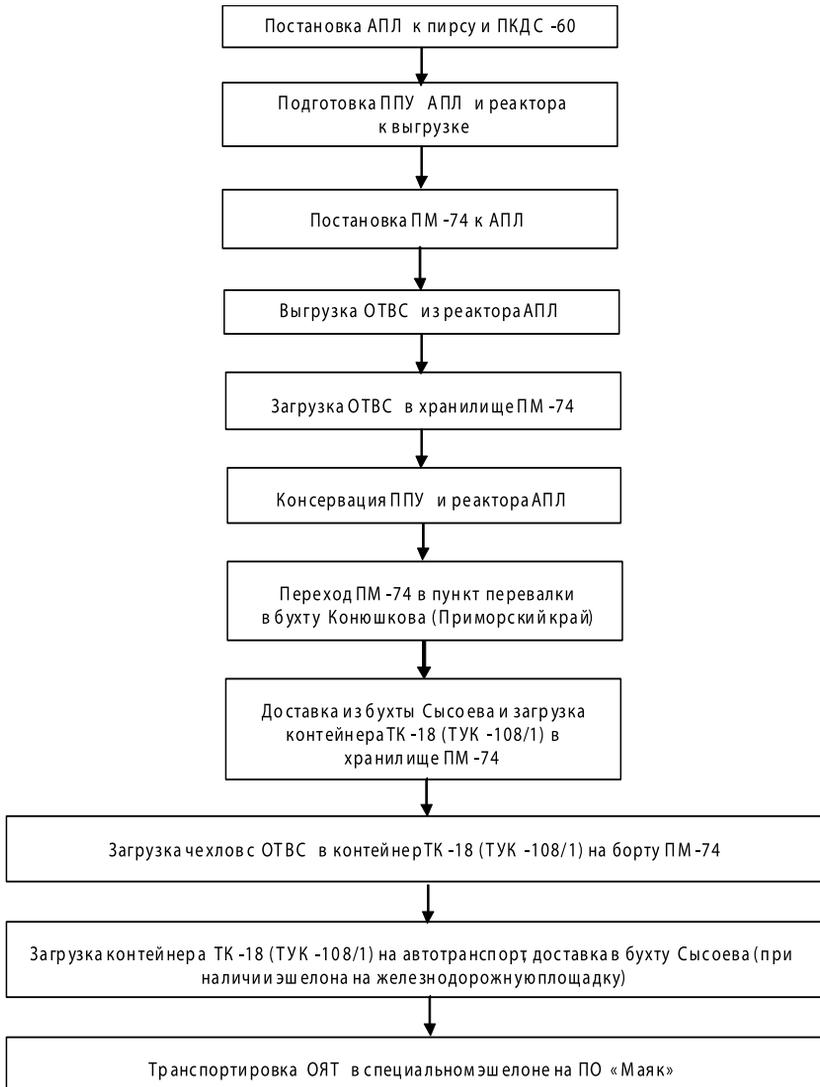


Рис. 2.4. Транспортно-технологическая схема обращения с ОЯТ утилизируемых на Камчатке АПЛ

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

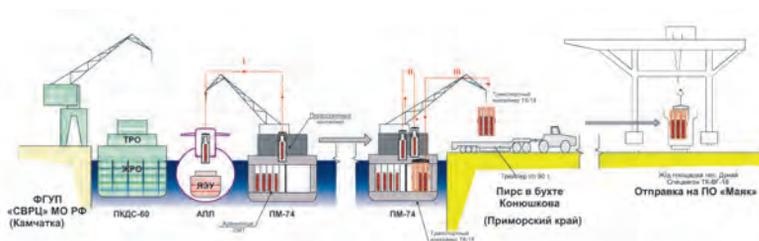


Рис. 2.5. Транспортно-технологическая схема доставки отработавшего ядерного топлива с Камчатки в Приморский край:
ПКС — плавучее контрольно-дозиметрическое судно;
ПМ — плавучая мастерская

Транспортно-технологическая схема обращения с ОЯТ на БТБ в бухте Сысоева. Для обращения с ОЯТ на береговой технической базе ФГУП «ДальРАО» (по состоянию на 1 сентября 2004 г.) имеются (рис. 2.6, 2.7):

- пост загрузки чехлов с ОТВС в ТК-18, ТУК-108/1;
- «сухое» хранилище чехлов с ОТВС;
- площадка временного хранения контейнеров с ОЯТ на 35 контейнеров;
- седельный тягач МАЗ-537 (2 комплекта);
- полуприцеп ЧМЗАП-9990 (1 комплект);
- седельный тягач МАЗ-537 с прицепом УКТС-1 (1 комплект);
- гусеничный кран СКГ-631 (2 комплекта);
- пневмоколесный кран КС-5363Б (2 комплекта);
- автомобильный кран КС-4561 (КРАЗ-257) (1 комплект);
- транспортный упаковочный комплект ТК-18 (12 комплектов);
- транспортный упаковочный комплект ТУК-108/1 (13 комплектов);
- базовый контейнер КБ-650Б (1 комплект);
- базовый контейнер КБ-651 (1 комплект);
- оборудование для обслуживания контейнеров ТК-18, ТУК-108/1 (2 комплекта);
- аппаратура радиационного контроля (2 комплекта).



Рис. 2.6. Накопительная площадка ОЯТ на БТБ



Рис. 2.7. Накопительная площадка ОЯТ на БТБ (вид сверху)

Инфраструктура обращения в бухте Конюшкова. Бухта Конюшкова расположена восточнее бухты Сысоева и железнодорожного терминала 54 км станции Дунай. Сообщение между ними осуществляется по автомобильной дороге с бетонным покрытием. Расстояние от бухты Конюшкова до железнодорожного терминала — 4,6 км, до площадки в бухте Сысоева — 5,0 км. Расстояние от площадки в бухте Сысоева до железнодорожного терминала 54 км станции Дунай — 5,2 км.

Выгрузка ОЯТ из хранилищ ПТБ ПМ-74 производится у стенки глубоководного причала. Для обращения с контейнером ТК-18, ТУК-108/1 (загрузка его на ПТБ и выгрузка из ПТБ на полуприцеп) к причалу швартуется плавучий кран «Черноморец». Контейнеры ТК-18 (ТУК-108/1) на глубоководный причал доставляются на полуприцепе автомобильным тягачом (рис. 2.8).



Рис. 2.8. Доставка контейнеров на глубоководный причал

Инфраструктура обращения на железнодорожном терминале 54 км станции «Дунай». Площадка оборудована подъездными путями, путями отстоя эшелона, стоянки вагон-контейнера при обращении с контейнерами (рис. 2.9).



Рис. 2.9. Площадка на железнодорожном терминале 54 км станции Дунай. Обращение с контейнерами обеспечивается гусеничным краном СКГ-631 и полуприцепом ЧМЗАП-9990 с автомобильным тягачом МАЗ-537. Площадка оборудована системой электронной физической защиты.

Вывоз ОЯТ из БТБ в бухту Сысоева на ПО «Маяк» осуществляется по следующей схеме:

- выгрузка порожних контейнеров ТК-18 (ТУК-108/1) из вагон-контейнера ТК-ВГ-18 (ТК-ВГ-18А) на железнодорожном терминале (площадка 54 км);
- установка краном СКГ-631 контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) на полуприцеп ЧМЗАП-9990 с автотягачом МАЗ-537;
- перевозка контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) к посту загрузки на БТБ;
- установка краном СКГ-631 контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) в пост загрузки, подготовка контейнера к загрузке;
- загрузка контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) чехлами с ОТВС и подготовка его к транспортировке;
- установка контейнера ТК-18 (ТУК-108/1), загруженного ОТВС, краном на полуприцеп ЧМЗАП-9990 с автотягачом МАЗ-537;

- перевозка загруженного защитного контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) на железнодорожный терминал (площадка 54 км);
- погрузка контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) краном СКГ-631 в вагон-контейнер ТК-ВГ-18 (ТК-ВГ-18А).
- отправка вагон-контейнерного поезда на ПО «Маяк».

Вывоз ОЯТ из хранилищ ПТБ ПМ-74 на площадку в бухте Сысоева производится по следующей схеме:

- переход ПТБ ПМ-74 с ОЯТ на борту в бухту Конюшкова и швартовка у стенки глубоководного причала;
- погрузка на площадке в бухте Сысоева краном порожнего контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) на полуприцеп ЧМЗАП-9990 с автотягачом МАЗ-537;
- доставка порожнего контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) на глубоководный причал в бухте Конюшкова;
- установка плавкраном «Черноморец» ТК-18 (ТУК-108/1) в пост загрузки ПТБ и подготовка его к загрузке;
- выгрузка чехлов с ОТВС из хранилищ ПТБ и загрузка их в контейнер ТК-18 (ТУК-108/1), подготовка контейнера к транспортировке;
- подъем плавкраном «Черноморец» загруженного контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) и установка его на полуприцеп ЧМЗАП-9990 с автотягачом МАЗ-537;
- доставка контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) с ОЯТ на площадку в бухте Сысоева.

Вывоз ОЯТ с ПМ-74 (бухта Конюшкова) на ПО «Маяк» осуществляется по следующей схеме:

- переход ПТБ ПМ-74 с ОЯТ на борту в бухту Конюшкова и швартовка у стенки глубоководного причала;
- выгрузка порожнего контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) из вагон-контейнера ТК-ВГ-18 (ТК-ВГ-18А) на железнодорожном терминале (площадка 54 км);
- установка краном СКГ-631 контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) на полуприцеп ЧМЗАП-9990 с автотягачом МАЗ-537;
- перевозка порожнего контейнера ТК-18 на глубоководный причал в бухте Конюшкова;
- установка плавкраном «Черноморец» порожнего контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) в пост загрузки ПТБ ПМ-74 и подготовка его к загрузке;
- загрузка контейнера чехлами с ОТВС и подготовка его к транспортировке;
- установка загруженного контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) плавкраном «Черноморец» на полуприцеп ЧМЗАП-9990 с автотягачом МАЗ-537;

- доставка контейнера ТК-18 на железнодорожный терминал (площадка 54 км);
- погрузка контейнера ТК-18 (ТУК-108/1) краном СКГ-631 в вагон-контейнер ТК-ВГ-18 (ТК-ВГ-18А);
- отправка вагон-контейнерного поезда на ПО «Маяк» (рис. 2.10, 2.11).



Рис. 2.10. Инфраструктура вывоза ОЯТ из Дальневосточного региона



Рис.2.11. Схема транспортировки ОЯТ с Камчатки

Обращение с ОЯТ на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» осуществляется по двум транспортно-технологическим схемам:

- при стоянке АПЛ у причальной стенки завода с использованием судового крана КЭ-39-2 и перегрузочного оборудования ОК-300ПБ или ОК-300ПБМ (рис. 2.12);
- при стоянке АПЛ на твердом основании в эллинге с использованием мостового крана и перегрузочного оборудования ОК-300ПБ или ОК-300-ПБМ, стэнда загрузки ОТВС в чехол, защитного базового контейнера КБ-650, железнодорожной платформы для доставки защитного контейнера КБ-650 с чехлом, выгруженным из стэнда загрузки ОТВС, на набережную котельной высокого давления к месту стоянки ПТБ ПМ-74; берегового порталного крана для загрузки чехла с ОТВС из защитного контейнера КБ-650 в хранилище ПТБ ПМ-74 (рис. 2.13).



Рис. 2.12. Перегрузка ОЯТ при стоянке АПЛ у причальной стенки

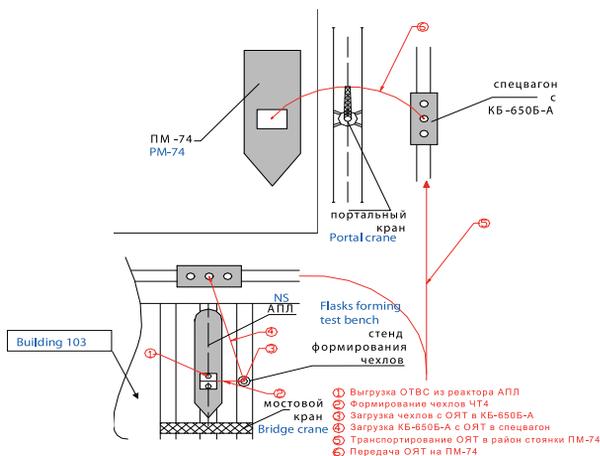


Рис. 2.13. Схема выгрузки ОЯТ на твердом основании

При стоянке АПЛ у стенки набережной выгрузка ОТВС из реакторов АПЛ и упаковка их в чехлы, установленные в хранилище, осуществляется судовым краном КЭ-39-2 ПТБ ПМ-74 с использованием контейнера из состава оборудования ОК-300ПБ или ОК-300ПБМ в соответствии с принятой технологией обращения с ОЯТ.

Перевалка чехлов с ОТВС из хранилищ ПТБ ПМ-74 в ТК-18 или ТУК-108/1 осуществляется в посту загрузки ПТБ на глубоководном причале в бухте Конюшкова, для чего ПТБ с ОЯТ в чехлах на борту переходит из акватории ФГУП «ДВЗ “Звезда”» в бухте Конюшкова.

Пустой контейнер автомобильным тягачом МА3-537 с полуприцепом ЧМЗАП-9990 подается на глубоководный причал в бухте Конюшкова, где плавучим краном «Черноморец» контейнер с полуприцепа передается в пост загрузки ПТБ ПМ-74. Загрузка чехлов с ОТВС из хранилища ПМ-74 в контейнер производится судовым краном КЭ-39-2 с использованием базового защитного контейнера КБ-650 в соответствии с принятой технологией обращения с ОЯТ на ПТБ ПМ-74.

Подготовленный к транспортировке контейнер с ОЯТ передается плавучим краном «Черноморец» из поста загрузки ПМ-74 на полуприцеп ЧМЗАП-9990 и автомобильным тягачом МА3-537 доставляется на площадку железнодорожного терминала станции Дунай для загрузки в вагон-контейнер и последующей отправки на ПО «Маяк» (при отсутствии эшелона контейнер с ОЯТ доставляется на площадку временного хранения в бухте Сысоева).

При стоянке АПЛ в эллинге завода, а ПТБ у стенки набережной выгрузка ОТВС из реакторов АПЛ и упаковка их в чехол, установленный в радиационно-защитный стенд, производится электрическим мостовым краном с использованием контейнера из состава оборудования ОК-300ПБ или ОК-300ПБМ.

После загрузки в ячейки чехла штатного количества ОТВС осуществляется подготовка чехла к транспортировке. Защитный базовый контейнер КБ-650 устанавливается электрическим мостовым краном на наводящее устройство стенда. Подготовленный к транспортировке чехол с ОТВС через наводящее устройство втягивается в защитный базовый контейнер КБ-650.

Защитный контейнер КБ-650 с чехлом электрическим мостовым краном переносится с наводящего устройства стенда на ложемент железнодорожной платформы, оборудованной для внутриобъектовой транспортировки КБ-650 с чехлом с ОТВС. Контейнер КБ-650 с чехлом, загруженным ОТВС, на железнодорожной платформе доставляется к ПТБ ПМ-74, стоящей на набережной.

На набережной контейнер КБ-650 переносится береговым порталным краном КПМ-32 из железнодорожной платформы на наводящее устройство, установленное на плите хранилища ПТБ ПМ-74, и чехол с ОТВС загружается в хранилище.

Транспортно-технологическая схема с использованием средств объекта «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ» (рис. 2.14). В состав этого объекта входят:

- здание загрузки ОТВС в чехлы, установленные в радиационно-защитные контейнеры;
- порталный кран КПМ-32 грузоподъемностью 32 т;
- накопительная площадка для временного хранения ОЯТ в 80 радиационно-защитных контейнерах;
- автомобильный тягач МАЗ-537 с полуприцепом ЧМЗАП-9990 для транспортирования пустого радиационно-защитного контейнера с накопительной площадки до здания загрузки ОЯТ в контейнер и обратно с ОЯТ на накопительную площадку.

Здание загрузки ОТВС в радиационно-защитные контейнеры оборудовано:

- двумя постами загрузки для размещения радиационно-защитных контейнеров;
- мостовым краном грузоподъемностью 50 т для установки пустого радиационно-защитного контейнера с транспортной рельсовой тележки в гнездо поста загрузки и затем для установки контейнера, заполненного ОЯТ, обратно на транспортную тележку;



Рис. 2.14. Береговой комплекс выгрузки ОЯТ

- транспортной рельсовой тележкой грузоподъемностью 50 т для перевозки пустого радиационно-защитного контейнера от автомобильного контейнеровоза в здание загрузки и затем для перевозки контейнера, заполненного ОЯТ, обратно до автомобильного контейнеровоза;
- мостовым краном грузоподъемностью 16 т для обращения с оборудованием выгрузки ОК-300ПБУ;
- транспортной рельсовой тележкой грузоподъемностью 16 т для перевозки оборудования выгрузки в помещениях здания загрузки;
- двумя загрузочными люками на крыше здания загрузки для подачи через них краном контейнера из состава оборудования ОК-300ПБУ с ОТВС и установки контейнера на загрузочную плиту — координатно-наводящее устройство радиационно-защитного контейнера ТК-18 (ТУК-108/1);
- помещениями хранения оборудования выгрузки, дезактивации, подготовки чехлов, санпропускником и постом управления выгрузкой из реактора и загрузкой ОТВС в радиационно-защитный контейнер.

Накопительная площадка временного хранения 80 радиационно-защитных контейнеров оборудована:

- автомобильным краном марки DEMARK грузоподъемностью 200 т;
- съемными колпаками для защиты радиационно-защитных контейнеров от природных осадков;
- железнодорожными путями для размещения вагон-контейнеров для отстоя и работ по загрузке (выгрузке) радиационно-защитных контейнеров;
- физической защитой размещаемых на площадке ядерных материалов.

Средства объекта «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ» ДВЗ «Звезда» обеспечивают выгрузку ОТВС из реакторов утилизируемой АПЛ, ошвартованной у стенки глубоководного причала на Северном молу, с использованием порталного крана

и перегрузочного оборудования ОК-300ПБУ, загрузку ОЯТ в контейнеры ТК-18 (ТУК-108/1), доставку контейнера на полуприцепе автомобильным тягачом к накопительной площадке временного хранения контейнеров с ОЯТ и загрузку контейнеров на накопительную площадку.

Выгрузка ОТВС из реакторов АПЛ производится порталным краном КПМ-32 в контейнере из состава оборудования ОК-300ПБУ с загрузкой их поканально в чехлы, которые установлены в контейнер ТК-18 (ТУК-108/1), размещенный в посту загрузки.

Схема обращения с ОЯТ на данном объекте такова:

- пустой контейнер ТК-18 (ТУК-108/1) с пустыми чехлами выгружается автомобильным краном DEMARK из накопительной площадки и устанавливается на прицеп автомобильного контейнеровоза;
- контейнер ТК-18 (ТУК-108/1) доставляется автомобильным контейнеровозом к зданию загрузки;
- контейнер ТК-18 (ТУК-108/1) перегружается автомобильным краном из прицепа автомобильного контейнеровоза на рельсовую тележку;
- рельсовой тележкой грузоподъемностью 50 т контейнер ТК-18 (ТУК-108/1) доставляется в здание загрузки ОТВС в чехлы;
- мостовым электрическим краном грузоподъемностью 50/12,5 т контейнер ТК-18 (ТУК-108/1) устанавливается в пост загрузки;
- осуществляется подготовка контейнера, чехлов и оборудования ОК-300ПБУ к загрузке ОТВС в чехлы;
- контейнер ОК-300ПБУ с ОТВС из реакторного отсека переносится стрелой крана КПМ-32 и наводится на открытый люк крыши здания загрузки ОТВС в чехлы, установленные в контейнер ТК-18 (ТУК-108/1);
- контейнер ОК-300ПБУ через люк в крыше здания загрузки устанавливается на координатно-наводящее устройство, и при совмещении втулки загрузки и ячейки чехла ОТВС опускается в чехол; операции повторяются до завершения загрузки всех чехлов в контейнере;
- производится подготовка ТК-18 (ТУК-108/1) к транспортировке на площадку и вывозу на ПО «Маяк»;
- мостовым электрическим краном грузоподъемностью 50 т контейнер ТК-18 (ТУК-108/1) из поста загрузки устанавливается на рельсовую тележку и доставляется к прицепу автомобильного контейнеровоза;
- автомобильным краном контейнер ТК-18 (ТУК-108/1) перегружается из рельсовой тележки на прицеп автомобильного контейнеровоза;
- автомобильным контейнеровозом контейнер ТК-18 (ТУК-108/1) доставляется на накопительную площадку;

- загруженный контейнер ТК-18 (ТУК-108/1) с чехлами с ОТВС выгружается автомобильным краном из прицепа автомобильного контейнеровоза и устанавливается на накопительную площадку.

Операции повторяются до полной выгрузки ОТВС из реакторов (рис. 2.15—2.18).



Рис. 2.15. Загрузка ОЯТ в ТУК-108/1



Рис. 2.16. Вывоз ТУК с ОЯТ из поста загрузки БКВ

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота



Рис. 2.17. Транспортировка ТУК с ОЯТ по территории БКВ



Рис. 2.18. Размещение контейнера с ОЯТ на площадке хранения

С прибытием вагон-контейнерного поезда ТК-ВГ-18 (ТК-ВГ-18А) на железнодорожные пути подается вагон-контейнер с пустыми ТК-18 (ТУК-108/1). Пустые контейнеры из вагон-контейнера автомобильным краном DEMARK устанавливаются на основание площадки. Заполненные чехлами контейнеры с ОТВС выгружаются автомобильным краном с накопительной площадки и загружаются в вагон-контейнеры.

Операции повторяются до полной загрузки вагон-контейнерного поезда.

Узким местом в данной транспортно-технологической схеме является неудовлетворительное состояние железнодорожных путей на участке Большой Камень — Смоляниново, что не позволяет в настоящее время реализовать наиболее прогрессивную технологию отправки ОЯТ на ПО «Маяк».

2.1.4. Проблемы обращения с ОЯТ в Дальневосточном регионе

Для ускорения темпов выгрузки ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ, выведенных из эксплуатации, на основе научных проработок были предложены и реализованы мероприятия, которые позволили в 2002—2003 гг. увеличить более чем в два раза по сравнению с 2000 г. выгрузку ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ.

Минатом России (ныне Росатом) совместно с другими органами федеральной исполнительной власти обеспечил реализацию и дальнейшее внедрение технических решений по совершенствованию схемы безопасного обращения с ОЯТ.

Однако до настоящего времени остаются нерешенными вопросы выгрузки ОЯТ выведенных из эксплуатации АПЛ Камчатского региона [52]. Плавучие и береговые средства выгрузки ОЯТ в регионе отсутствуют. Обеспечение выгрузки ОЯТ силами и средствами плавучей технической базы, дислоцированной в Приморье, учитывая ее техническое состояние и необходимость постоянных переходов на Камчатку и обратно, весьма проблематично. Наиболее оправданной в техническом и экономическом плане представляется транспортировка данных АПЛ в Приморский край для выгрузки ОЯТ и последующей утилизации на ФГУП «ДВЗ “Звезда”».

Но и этот вариант требует значительных финансовых затрат, связанных с восстановлением плавучести АПЛ или использованием транспортного плавучего дока, которого в регионе нет. Такой док может быть построен или предоставлен России в рамках международного сотрудничества.

В настоящее время темпы выгрузки ОЯТ из реакторов АПЛ определяются производственными мощностями существующей инфраструктуры и темпами вывоза ОЯТ на переработку, т. е. функционированием транспортно-технологической схемы обращения с ОЯТ с довольно жесткой обратной связью, т. е. взаимосвязанностью всех элементов транспортно-технологической схемы обращения, когда сбой в функционировании одного из элементов ведет к сбою работы всей схемы.

В стадии проработки в рамках международного технического сотрудничества находится вопрос о создании буферного хранилища на ПО «Маяк», а также, как уже указывалось, о строительстве дополнительного эшелона для перевозки ОЯТ, наличие которых позволит обеспечить более гибкую схему вывоза ОЯТ и стабилизировать его темпы в случае появления непредвиденных обстоятельств.

В то же время в схеме обращения с ОЯТ АПЛ, выведенных из эксплуатации, имеется ряд проблемных вопросов, решение которых в ближайшей перспективе России в одиночку осуществить трудно. К ним прежде всего относятся следующие:

1. Отсутствуют береговые пункты (площадки) долговременного хранения одноотсечных реакторных блоков, а также дополнительные места размещения трех- и многоотсечных реакторных блоков в пунктах их временного хранения на воде. В ближайшие годы это обстоятельство может привести к снижению темпов выгрузки ОЯТ из реакторов, выведенных из эксплуатации.

2. Большинство оставшихся АПЛ с не выгруженным ОЯТ имеют срок службы более 30 лет, а иные и 40 лет, так как в предыдущие годы утилизации подвергались в основном АПЛ, не выслужившие установленные сроки службы, но подлежащие разделке в соответствии с международными соглашениями о сокращении стратегических наступательных вооружений. Именно АПЛ с ОЯТ в реакторах с длительными сроками хранения на плаву на предстоящий период будут представлять основную опасность для окружающей среды.

3. Принятые Минатомом от Минобороны России радиационно-опасные объекты находились в состоянии, не полностью отвечающем требованиям экологической безопасности.

4. В 2003 г. завершено строительство и сдача в эксплуатацию объектов «Инфраструктура выгрузки топлива из реакторов ПЛАРБ» на ФГУП «ДВЗ “Звезда”», создаваемых за счет средств международной технической помощи и федерального бюджета России. Таким образом, осуществлен переход к усовершенствованной транспортно-технологической схеме обращения с ОЯТ выведенных из эксплуатации АПЛ. Предполагалось, что эксплуатация этого объекта позволит обеспечить заданные темпы выгрузки ОЯТ 8—10 АПЛ в год, снизив при этом нагрузку на единственную ПТБ ПМ-74. Однако до настоящего времени данная схема не действует, так как для обеспечения вывоза ОЯТ, выгружаемого на объекте, необходимо выполнить реконструкцию участка железной дороги от станции Большой Камень длиной около 38 км.

5. На Камчатке на начало 2007 г. дислоцировалось полтора десятка АПЛ, выведенных из эксплуатации, причем половина из них с ОЯТ в реакторах. Большинство этих АПЛ находится в неудовлетворительном техническом состоянии.

6. Береговые и плавучие средства выгрузки ОЯТ на Камчатке отсутствуют. Инфраструктура выгрузки топлива из реакторов, созданная на ДВЗ «Звезда», не действует. Единственная на Дальнем Востоке плавучая техническая база перезарядки реакторов, которая обеспечивает выгрузку ОЯТ из реакторов АПЛ в Приморском крае, выслужила установленные сроки до среднего ремонта, и ее переходы на Камчатку требуют длительного и дорогостоящего ремонта и не менее дорогостоящего обеспечения перехода.

Для решения указанной проблемы прорабатывается вопрос о переводе с Камчатки в Приморье всех или части АПЛ, выведенных из эксплуатации (РБ должны быть полностью переведены в Приморье в связи с отсутствием на Камчатке инфраструктуры их длительного хранения). Однако после затопления в Баренцевом море в 2003 г. предназначенной для утилизации АПЛ К-159 Япония категорически против этого предложения и готова оказать содействие в развитии инфраструктуры ФГУП СВРЦ МО на Камчатке для утилизации АПЛ на месте. Канада готова профинансировать утилизацию части камчатских АПЛ на ДВЗ «Звезда» при условии, что Россия самостоятельно осуществит их перевод в Приморье. В пользу каждого из этих вариантов имеются вполне обоснованные аргументы, однако они остаются в сфере обсуждения в связи с отсутствием реального финансирования.

Таким образом, исходя из изложенных проблемных вопросов, было бы полезно рассмотреть возможность оказания безвозмездной технической помощи в рамках международного сотрудничества в следующих направлениях:

- создание берегового пункта длительного хранения одноотсечных реакторных блоков АПЛ в Приморском крае в заливе Стрелок (бухта Разбойник);
- предоставление России морского транспортного средства для перевода АПЛ и РБ без ОЯТ в реакторах с Камчатки в Приморье;
- реконструкция участка железной дороги Большой Камень — Смоляниново длиной около 38 км.

Кроме стратегических проблем обращения с ОЯТ существуют немаловажные проблемы местного значения. В частности, они связаны с деятельностью БТБ в бухте Сыроева. Есть предположение, что до установки крыши над хранилищем БТБ вода от осадков (дождь, снег), попавшая в ячейки,

подвергалась многократным замораживаниям и размораживаниям и имела контакт с твэлами ОТВС. Признаки воды обнаружены в 113 из 1200 действующих ячеек хранилища. По результатам замеров активность воды достигает 10^8 Бк/л (10^{-2} Ки/л), из чего можно сделать вывод, что чехлы имеют неплотности и вода контактирует с твэлами. Потребуется перетаривание ОТВС из таких чехлов в герметичные чехлы типа ЧТ. Несмотря на это, действующая транспортно-технологическая схема обращения с ОЯТ на БТБ в бухте Сысоева обеспечивает вывоз ОЯТ на переработку. Однако в качестве ближайших и срочных мер необходимо:

- исключить возможность дальнейшего поступления воды (осадков) в ячейки с чехлами, содержащими ОТВС, т. е. уточнить причины ее поступления и устранить предпосылки, а также удалить воду из ячеек (фактически среднеактивные ЖРО);
- разработать проекты и технологии работ по освидетельствованию, дефектации и перетариванию ОТВС, находящихся в чехлах старого типа в «сухом» хранилище, с определением точного количества и типов ОТВС, находящихся в гнездах, в том числе и технического состояния ОТВС.

Располагая указанными сведениями, можно будет определить последующие меры и действия по обращению с ОЯТ, находящимся на БТБ в бухте Сысоева.

На ФГУП «ДВЗ “Звезда”» вывоз контейнеров с ОЯТ с накопительной площадки не обеспечивается из-за неудовлетворительного состояния железнодорожного полотна и мостов на участке Большой Камень — Смоляниново.

Если исходить из имеющегося в эксплуатации оборотного парка транспортных контейнеров ТК-18 (52 штуки) и ТУК-108/1 (73 штуки), то при темпах выгрузки ОТВС на Объекте «Инфраструктура выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов ПЛАРБ» из реакторов трех-четырёх АПЛ в год до конца 2008 г. накопительная площадка будет заполнена контейнерами. Для дальнейшего использования объекта «Инфраструктура...» необходимо начать вывоз контейнеров с накопительной площадки.

2.2. Обращение с твердыми и жидкими радиоактивными отходами, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов ТОФ

2.2.1. Источники образования радиоактивных отходов

Основными причинами образования РАО в Дальневосточном регионе до 1991 г. были эксплуатация и ремонт АПЛ, перегрузка активных зон реакторов, а также реабилитация загрязненных территорий после аварии ЯЭУ в бухте Чажма в 1985 г. С 1991 г. РАО стали образовываться преимущественно в результате утилизации АПЛ [60].

Как уже отмечалось, утилизация АПЛ в Дальневосточном регионе осуществляется тремя предприятиями: ФГУП «ДВЗ “Звезда”», ФГУП «30 СРЗ» МО РФ и ФГУП «СВРЦ». Подготовленные для хранения РБ с выгруженными АЗ, облученное топливо, ТРО и основная часть ЖРО (до ввода в эксплуатацию ПЗО «Ландыш» в апреле 2002 г.) передавались для хранения и переработки в БТБ в бухте Сысоева (ФГУП «ДальРАО»).

В настоящее время в связи с ограниченными объемами береговых хранилищ на БТБ ТРО, образующиеся на предприятиях-исполнителях в процессе утилизации, загружаются в РБ. Ранее накопленные ТРО продолжают храниться на БТБ в бухте Сысоева и на БТБ в бухте Горбушечья (Камчатка). ТРО, образовавшиеся в результате аварии ЯЭУ АПЛ в бухте Чажма, размещены в траншейных хранилищах, в сооружениях и на открытой площадке.

В целом в Дальневосточном регионе накоплено $19\,650\text{ м}^3$ ТРО суммарной активностью $2,6 \cdot 10^{16}$ Бк (табл. 2.5), которые размещены:

- в береговых хранилищах и реакторных блоках ФГУП «ДальРАО»;
- на предприятиях — исполнителях работ по утилизации АПЛ (судоремонтных заводах);
- на судах АТО ТОФ.

Таблица 2.5. Обобщенные данные по накопленной активности на объектах утилизации в Дальневосточном регионе, Бк

Место расположения	ОЯТ	ТРО	ЖРО
Приморье	$2 \cdot 10^{17}$	$2 \cdot 10^{16}$	$2 \cdot 10^{12}$
Камчатка	$5 \cdot 10^{16}$	$6 \cdot 10^{15}$	$2 \cdot 10^{12}$
<i>Всего</i>	$2,5 \cdot 10^{17}$	$2,6 \cdot 10^{16}$	$4 \cdot 10^{12}$

Объем накопления и временного хранения ТРО продолжает неуклонно возрастать в связи с тем, что в регионе нет мощностей (установок) и технологий по их переработке, а также не выбрана площадка и не созданы сооружения для их длительного захоронения.

Жидкие отходы, образующиеся на ПМ-74 в результате обращения с ОЯТ, передаются ПЗО «Ландыш» для переработки. Ранее накопленные ЖРО от эксплуатации ПЛА хранятся на судах АТО ТОФ и ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева, из которого они небольшими объемами извлекаются и перерабатываются на объектовой установке. ЖРО, образующиеся при утилизации АПЛ на ФГУП «СВРЦ» (Камчатка), также перерабатываются на объектовой установке.

2.2.2. Обращение с радиоактивными отходами на ФГУП «ДВЗ “Звезда”»

На ФГУП «ДВЗ “Звезда”» в настоящее время находится около 350 м³ ЖРО общей активностью 2,3·10¹³ Бк и около 420 м³ ТРО суммарной активностью 2,4·10¹³ Бк.

Технические средства обращения с жидкими радиоактивными отходами. Согласно принятой на предприятии схеме все образующиеся ЖРО собираются и временно хранятся в береговых и плавучих емкостях. К береговым объектам относятся:

- одна емкость (монжюс) объемом 3,2 м³ (находится в эллинге);
- две емкости по 20 м³ (каждая находится в одном из сооружений).

Монжюс бетонный, облицован нержавеющей сталью, находится в подвальном помещении с толщиной стен до 600 мм. Контроль накопления ЖРО производится с помощью показателя уровня. Управление приемом и выдачей ЖРО осуществляется вручную. Объект введен в эксплуатацию в декабре 1975 г.

В монжюсе находится 1,5 м³ ЖРО общей активностью 48 МБк, солесодержание — 4,6 г/л, pH = 3,0, процентное соотношение основных долгоживущих радионуклидов следующее: ⁶⁰Co — 63%, ⁹⁰Sr — 1%, ¹³⁷Cs — 35%.

Две емкости участка дезактивации имеют объем по 20 м³ каждая. Они изготовлены из нержавеющей стали, окрашены масляной краской, находятся в изолированном подвальном помещении; биологическая защита отсутствует. Объект введен в действие в декабре 1969 г. По состоянию на сентябрь 2004 г. в этих емкостях находилось около 19 м³ ЖРО общей активностью 126,3 МБк. Солесодержание соответствует 4,2 г/л, pH = 9,0,

соотношение долгоживущих радионуклидов следующее: ^{60}Co — менее 1%, ^{90}Sr — существенно менее 1%, ^{137}Cs — 99%.

Кроме того, на участке СУЗ имеется небольшая емкость объемом 1,7 м³, которая изготовлена из нержавеющей стали, окрашена масляной краской; биологическая защита отсутствует. По состоянию на сентябрь 2004 г. в ней находились ЖРО объемом 1 м³ с удельной активностью 7,2 кБк/л, их общая активность соответствует 7,2 МБк, солесодержание — 0,005 г/л, рН = 6,0, соотношение долгоживущих радионуклидов следующее: ^{60}Co — 3%, ^{90}Sr — менее 1%, ^{137}Cs — 96%.

Плавающие объекты включают в свой состав две морские сварные несамоходные необитаемые плавающие емкости ПЕк-50 объемом 50 м³ каждая. Место базирования — глубоководная набережная. На сентябрь 2004 г. в одной из них находилось 2,5 м³ ЖРО общей активностью 59,9 МБк, солесодержание — 4,6 г/л, рН = 9,3, соотношение долгоживущих радионуклидов следующее: ^{60}Co — 3%, ^{90}Sr — 16%, ^{137}Cs — 80%. Другая емкость не эксплуатируется, так как требуются докование, ремонт емкостей и корпуса.

Технические средства обращения с твердыми радиоактивными отходами. Образующиеся на предприятии ТРО сортируются в местах их формирования по активности, габаритам и видам материала. Малогабаритные отходы собираются в металлические контейнеры объемом 1,5—3 м³, которые затем отправляются на участок временного хранения ТРО. Крупногабаритное оборудование не контейнируется, а консервируется и доставляется на участок временного хранения. Отработавшие срок контрольные радиоактивные источники собираются в защитные контейнеры и направляются на участок временного хранения ТРО для передачи на захоронение.

Участок временного хранения ТРО находится на хозяйственном пирсе и представляет собой открытую асфальтированную площадку, часть которой оборудована навесом со съемной крышей. По периметру площадки создано ограждение из металлических листов толщиной 3 мм, имеется два приемка для сбора и контроля грунтовых вод. Площадь участка составляет 325 м², что позволяет накапливать до 600 м³ ТРО. Участок введен в строй в 1980 г., проектный срок службы не определен.

По состоянию на сентябрь 2004 г. на нем находилось 18 м³ отходов (12 контейнеров) с общей активностью около 86 ТБк.

Хранилище долговременного хранения ТРО введено в эксплуатацию в 1963 г. Это наземное сооружение из железобетона площадью 450 м² и строительным объемом 1565 м³, толщина стен — 600—1000 мм (контрольные колодцы вокруг него отсутствуют). Объект действовал до 1969 г., затем его эксплуатация была прекращена.

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

В 2003 г. силами предприятия проведено его обследование и установлено следующее:

- в трех отсеках находятся низкоактивные ТРО объемом 175 м^3 общей активностью примерно 5 ТБк;
- в одном отсеке содержатся высокоактивные ТРО общим объемом 5 м^3 суммарной активностью 533 ТБк;
- в двух отсеках обнаружена вода (в одном нерадиоактивная, в другом радиоактивная);
- поверхностное загрязнение низкоактивных ТРО соответствует $100\text{—}400$ бета-частиц/ см^2 ; мощность эквивалентной дозы гамма-излучения от люков открытых отсеков составляет 2,7, 0,15 и 0,58 мкЗв/ч;
- МЭД от открытого люка отсека с высокоактивными ТРО составляет $5\text{—}8$ мкЗв/ч, а над поверхностью отходов — от 0,1 до 1,3 Зв/ч ($10\text{—}130$ Р/ч); отмечен «прострел» (узкий луч) с МЭД более 10 Зв/ч (1000 Р/ч);
- МЭД от открытых люков пустых отсеков не превышает 0,14 мкЗв/ч;
- МЭД от стен и крыши составляет $0,11\text{—}0,46$ мкЗв/ч, снимаемое поверхностное радиоактивное загрязнение на них отсутствует.

Временное хранилище низкоактивных РАО является участком временного хранения ТРО (бочек), образующихся при переработке низкоактивных ЖРО на ПЗО-500 «Ландыш». Введено в эксплуатацию в 2001 г., рассчитано на хранение 5000 бочек. По состоянию на 1 сентября 2004 г. на нем хранилось около 1000 бочек с цементированным остатком общей активностью 207 ТБк.

Комплекс по кондиционированию ТРО и переработке вод спецпрачечной расположен на Северном молу и введен в эксплуатацию в 2001 г. Он предназначен для фрагментации металлических ТРО и прессования неметаллических отходов с целью уменьшения их объема.

Проблемные вопросы обращения с РАО. Недостоящими звеньями в системе безопасного обращения с РАО и ОЯТ, образующимися при утилизации АПЛ, является отсутствие в регионе могильника для долговременного хранения твердых радиоактивных отходов. В результате этого ТРО на предприятии накапливается во временном хранилище [73].

Наиболее опасным радиационным объектом на предприятии является сооружение для временного хранения высокоактивных ТРО построенное в 1963 г. В нем находится 190 м^3 ТРО включая несколько стержней и гильз СУЗ, МЭД от которых достигает 6 Зв/ч (600 Р/ч). В настоящее время завершается разработка проекта утилизации этого хранилища. Однако из-за отсутствия необходимых бюджетных средств сроки его ликвидации не определены.

Анализ обращения с РАО на ДВЗ «Звезда» позволяет сформулировать предложения, которые сводятся к необходимости:

- создания автоматизированной системы контроля радиационной обстановки включая первый этап — разработку технико-экономического обоснования;
- ликвидации хранилища долговременного хранения ТРО;
- проведения реконструкции площадки временного хранения ТРО, бакового хозяйства эллинга, сетей приема и выдачи ЖРО;
- проектирования и постройки плавучей емкости для сбора и временного хранения ЖРО;
- модернизации ПЗО «Ландыш» с учетом замены узла цементации на установку сушки концентрата;
- модернизации системы физической защиты предприятия.

2.2.3. Обращение с радиоактивными отходами на ФГУП «СВРЦ» МО РФ

Обращение с твердыми радиоактивными отходами. Для хранения ТРО на предприятии имеется площадка временного хранения в носовой части верхней палубы ПКДС-60, позволяющая размещать до 70 однокубовых контейнеров с низкой активностью (в настоящее время на ней находится 14 контейнеров).

Хранилище высокоактивных ТРО имеет биологическую защиту в носовой части главной палубы ПКДС-60. Его объем — 10 м³, оно на 50% заполнено низко- и среднеактивными ТРО (оборудованием с АПЛ и отработавшими фильтрами из установки по очистке ЖРО).

При утилизации АПЛ основная часть ТРО помещается в реакторный отсек формируемого трехотсечного блока и хранится в нем в течение нескольких десятилетий, в том числе и после перевода блоков в ПДХ радиоактивных отходов в бухте Разбойник.

Кроме того, ожидается образование значительного количества ТРО после работ по приведению в радиационно-безопасное состояние ТНТ-49 (ТРО, образовавшиеся при выполнении работ на ТНТ-49, предполагается оставить на борту судна).

Установки для переработки ТРО на предприятии нет.

Обращение с жидкими радиоактивными отходами. На предприятии действует созданная специалистами завода установка «Ключ-05» по переработке низко- и среднеактивных ЖРО. Она размещена на борту ПКДС-60. Имеются две приемные цистерны объемом по 25 м³ и одна с промежуточным

объемом 10 м³. Установка предназначена для переработки ЖРО любого физико-химического состава, имеющегося в регионе. К настоящему времени с ее помощью доведено до уровня требований санитарных норм и сброшено в акваторию предприятия более 2000 м³ очищенных вод.

Установка в состоянии решить все вопросы по переработке ЖРО, образующихся в процессе ремонта, эксплуатации и утилизации АПЛ. Ее производительность достигает 1000 м³ в год, при этом количество образующихся ТРО после переработки ЖРО не превышает 1,5% исходного объема ЖРО. Серьезной проблемой в обращении с ЖРО является наличие на одной АПЛ около 50 м³ нефтепродуктов, загрязненных радиоактивными веществами низкой активности, переработка которых потребует создания новой технологии.

Проблемные вопросы обращения с РАО. К ним можно отнести отсутствие средств:

- для ремонта ПКДС-60 (в том числе докового);
- для модернизации установки по переработке ЖРО и оснащения лабораторий отдела ядерной и радиационной безопасности современной измерительной аппаратурой;
- для создания участка подготовки ТРО к длительному хранению (к настоящему времени затраты составили более 3 млн руб.);
- для создания автоматизированной системы радиационного мониторинга на ПКДС-60 и на территории режимных зон предприятия;
- для организации участка (цеха) дезактивации оборудования, имеющего незначительное поверхностное радиоактивное загрязнение, с целью уменьшения количества образующихся ТРО;
- для строительства установки по переработке ТРО.

Другим проблемным вопросом является передача контейнеризованных ТРО на длительное хранение в специализированную организацию в связи с тем, что Камчатский филиал ФГУП «ДальРАО» контейнеры с ТРО на длительное хранение не принимает.

2.2.4. Обращение с радиоактивными отходами на ФГУП «30 СРЗ»

Предприятие не располагает техническими возможностями для переработки жидких и твердых РАО. Поскольку на заводе не выполняются операции по выгрузке ОЯТ, объем образования низкоактивных ЖРО невелик. По действующей технологии образующиеся при утилизации многоцелевых АПЛ ЖРО и ТРО передаются ВМФ для дальнейшего обращения. После пуска в эксплуатацию плавучего завода «Ландыш» по переработке ЖРО они

передаются на ДВЗ «Звезда». Основная часть ТРО, образующихся при утилизации АПЛ, по временной схеме размещается в реакторном отсеке РБ, другие в контейнерах передаются на ФГУП «ДальРАО» для дальнейшего обращения по установленной схеме.

2.2.5. Обращение с радиоактивными отходами на ФГУП «ДальРАО»

Обращение с твердыми радиоактивными отходами. Поскольку в течение многих лет береговая техническая база ВМФ в бухте Сысоева являлась основным объектом, обеспечивавшим обращение и хранение ОЯТ и РАО Тихоокеанского флота, на ней накопилось значительное количество различных РАО. Кроме того, в силу разных причин (расположения, наличия развитой инфраструктуры, квалифицированного персонала, невозможности использования площадки для других целей) планируемое создание Дальневосточного регионального центра по обращению и длительному хранению РАО, по-видимому, целесообразно осуществить именно на этой базе. Поэтому следует описать этот объект более подробно.

В настоящее время в береговых хранилищах ТРО на БТБ (ныне ФГУП «ДальРАО») в бухте Сысоева (Приморский край) и бухте Горбушечья (Камчатская область) по учетным данным накоплено около $19\,280\text{ м}^3$ ТРО суммарной активностью $2,5 \cdot 10^{16}$ Бк ($7,3 \cdot 10^5$ Ки) [85]. Кроме того, в реакторных отсеках трехотсечных блоков и на судах АТО содержится ТРО, объем которых оценивается величиной от 20 000 до 25 000 м^3 , и с учетом активности всех РБ их суммарная активность достигает $5 \cdot 10^{15}$ Бк ($1,5 \cdot 10^5$ Ки).

За последние годы произведены сбор, контейнерирование и загрузка в хранилища 726 м^3 ТРО суммарной активностью $4,3 \cdot 10^{11}$ Бк, в том числе в одно хранилище — 106 м^3 ТРО активностью $4,3 \cdot 10^{11}$ Бк, в другое хранилище — 620 м^3 ТРО активностью $6,7 \cdot 10^8$ Бк (рис. 2.19).

ТРО можно разделить по видам на горючие, прессуемые, металлические (МРО) и не подлежащие переработке — источники ионизирующих излучений (ИИИ), стержни СУЗ, шихта и др. Основным источником поступления ТРО является утилизация АПЛ. Обобщенные характеристики РАО, образующихся при утилизации АПЛ, а впоследствии и судов АТО в Дальневосточном регионе представлены в табл. 2.6.

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота



Рис. 2.19. Контейнеризация и загрузка ТРО в хранилище

Таблица 2.6. Характеристика накопленных и ожидаемых от утилизации ТРО

Вид РАО	Масса, т / %	Объем, м ³ / %	Удельная активность, Бк/кг	Суммарная активность, Бк	Примечание
<i>РАО, накопившиеся на ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева</i>					
Горючие ТРО	3 200 / 12	6 400 / 33	$1,4 \cdot 10^7$	$4,4 \cdot 10^{13}$	Средства индивидуальной защиты, органика, ветошь, дерево
Прессуемые ТРО	6 120 / 23	7 200 / 37	$4,8 \cdot 10^6$	$2,9 \cdot 10^{13}$	Грунт, бетон, тара, легковесные МРО
Металлические ТРО	16 400 / 62	4 800 / 25	$4,4 \cdot 10^6$	$7,3 \cdot 10^{13}$	МРО с поверхностными загрязнениями
ТРО, не подлежащие переработке	880 / 3	880 / 5	$2,5 \cdot 10^{10}$	$2,2 \cdot 10^{16}$	Высокоактивные ТРО (ИИИ, детали СУЗ, шихта и др.)
<i>Всего</i>	<i>26 600</i>	<i>19 280</i>	—	<i>$2,2 \cdot 10^{16}$</i>	
<i>РАО, планируемые к поступлению на переработку при утилизации АПЛ и судов АТО</i>					
РАО от утилизации АПЛ	8 200	16 400	$1,1 \cdot 10^7$	$9,0 \cdot 10^{13}$	ЖРО — 13%, ГРО — 10%, МРО — 60%, прессуемые ТРО — 17%
РАО от утилизации судов АТО	11 000	22 000	$1,9 \cdot 10^6$	$2,1 \cdot 10^{13}$	ЖРО — 15%, ГРО — 12%, МРО — 65%, прессуемые ТРО — 8%
РАО от реабилитации загрязненных объектов и территории	6 000	9 000	$2,2 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^{13}$	ЖРО — 5%, ГРО — 3%, МРО — 15%, прессуемые ТРО — 78% (до 90% активности от сооружения БТБ)
<i>Всего</i>	<i>25 200</i>	<i>47 400</i>	—	<i>$1,2 \cdot 10^{14}$</i>	

Примечания: 1. Погрешность определения активности — до 30%. 2. ГРО — горючие радиоактивные отходы.

Из табл. 2.6 видно, что по объему треть накопленных ТРО относится к горючим материалам, четверть — к металлическим, однако по весовым характеристикам металлические отходы составляют до 62%.

Оценивая возможность переработки МРО, следует учесть, что основная их масса (парогенераторы, насосы, трубопроводы и т. п.) имеют поверхностные загрязнения, поддающиеся дезактивации по газлифтной технологии [83]. Масса этих МРО оценивается примерно в 16 тыс. т, и на такие работы потребуются четыре-пять лет.

ТРО от утилизации АПЛ и судов АТО внесут дополнительно более 25 тыс. т различных материалов, в том числе около 60% металлических РАО. Указанные объемы позволят задействовать газлифтную установку еще на пять-шесть лет. Ожидаемый выход радиационно-чистого металла при такой переработке составит не менее 80% всего объема МРО.

Высокоактивные детали и конструктивные элементы с наведенной активностью (стержни СУЗ, элементы приводов и решеток), а также ИИИ относятся к ТРО, не подлежащим переработке, и составляют менее 3% имеющегося объема.

Хранилище твердых радиоактивных отходов предназначалось для временного хранения высоко- и среднеактивных ТРО. Объект заглублен на 2 м, выполнен из монолитного железобетона с частичным обвалованием грунтом, стены осмотру недоступны. Перекрытия — железобетонные плиты, состояние неизвестно. В 1993 г. в связи с высоким уровнями гамма-излучения (до 40 мР/ч) над крышей сооружения был создан бетонный саркофаг, что позволило снизить МЭД до уровня 28 мкЗ/ч (2,8 мР/ч), который допустим в соответствии с действующими нормами.

В 1994 г. в результате землетрясения перекрытия саркофага обрушились, повредив одну из плит. При ликвидации последствий аварии был завершён первый этап консервации сооружения. В настоящее время необходима разработка проекта его окончательной консервации. Стены и перекрытия сооружения после землетрясения не освидетельствованы. Отсеки хранилища подвергались затоплению паводковыми водами. Необходимо обследование для выяснения состояния его конструкций и наличия воды внутри отсеков. Несмотря на это, в нем находятся:

- сорбенты фильтров активности первого и третьего контуров АПЛ (189 штук);
- стержни систем управления защитой ЯЭУ (55 штук),
- главные циркуляционные насосы ЯЭУ (количество неизвестно);
- однокубовые контейнеры с РАО (222 штук);
- контрольные источники ионизирующих излучений (количество неизвестно);
- перегрузочное оборудование (количество неизвестно).

Документы учета отсутствуют. Общую активность, количество, состав и вид упаковки загруженных ТРО точно определить невозможно. Нет данных по количеству и типам контрольных источников. Общая активность ТРО невелика и может составлять примерно $6 \cdot 10^{11}$ Бк.

Хранилище среднеактивных твердых радиоактивных отходов предназначено для временного хранения высоко- и среднеактивных ТРО.

Проектная и эксплуатационная документация отсутствует. Необходимы обследование и ревизия большегрузных отсеков. Плиты перекрытия железобетонные, их состояние удовлетворительное. Кровля рубероидная, имеет механические повреждения, ее состояние неудовлетворительное. Не исключено попадание атмосферных осадков и грунтовых вод внутрь сооружения. Необходимо освидетельствование большегрузных отсеков на наличие в них воды. Требуется капитальный ремонт объекта. В настоящее время в нем находятся:

- оборудование паропроизводительной установки (количество неизвестно);
- ловушки с сорбентами фильтров активности первого и третьего контуров (количество неизвестно);
- контрольные источники (количество неизвестно);
- РИТЭГи типа «Бета-М» (5 штук);
- перегрузочное оборудование (количество неизвестно);
- средства индивидуальной защиты, спецодежда, ветошь (количество неизвестно).

80—85% ТРО загружено без контейнеров. Такой вид хранения представляет радиоэкологическую опасность, так как неконтерированные радиоактивные отходы сами становятся источниками вторичных загрязнений окружающей среды.

По имеющимся документам учета определить общую активность, количество и вид упаковок с ТРО невозможно. Согласно предъявленным данным ориентировочно загружено 306 м³ ТРО (20% емкости хранилища) общей активностью (без учета РИТЭГов) около $6,6 \cdot 10^{13}$ Бк (1780 Ки).

Кроме указанных ТРО, образующихся в процессе утилизации АПЛ, НК с ЯЭУ и судов АТО, в регионе образуются ТРО от снятых с эксплуатации РИТЭГов, используемых в Гидрографической службе ТОФ. Суммарная активность 9 РИТЭГов, загруженных в хранилища ФГУП «ДальРАО» (4 в Приморье и 5 на Камчатке), оценивается в $9 \cdot 10^{15}$ Бк. Комплексное обследование указанных источников в период эксплуатации не проводилось, в связи с чем их герметичность не гарантирована. Активность остальных 144 РИТЭГов, находящихся на ТОФ и планируемых к утилизации, превышает $7 \cdot 10^{16}$ Бк. Планируется произвести сбор всех РИТЭГов на площадку ФГУП «ДальРАО» (возможно, с разборкой) и отправить в транспортно-технологических контейнерах на ПО «Маяк» для захоронения.

Обращение с жидкими радиоактивными отходами. В настоящее время на БТБ в бухте Сыроева хранится 1770 м³ ЖРО активностью от $1 \cdot 10^3$ до $4 \cdot 10$ Бк/л. Хранилища ЖРО общей емкостью 3600 м³ построены и начали

заполняться в 60-е годы прошлого столетия, не прошли ни одной дезактивации, ревизии и оценки коррозионной стойкости материалов внутренних поверхностей и строительных конструкций. Внутренняя облицовка емкости из нержавеющей стали разрушена, вследствие чего она осушена и не эксплуатируется. Учитывая, что сроки и условия хранения ЖРО в остальных емкостях аналогичны, следует ожидать, что береговые емкости и спецсистемы приема-передачи ЖРО также имеют сквозные отверстия (это подтверждается образованием периодических радиоактивных выходов в ручьях на территории БТБ), что обуславливает необходимость скорейшего осушения и освидетельствования каждой из них с последующей оценкой возможности дальнейшего использования. В связи с этим возникает необходимость строительства новых емкостей. ФГУП «ДальРАО» планирует изготовление двух цистерн из нержавеющей стали общим объемом 1200 м³ с дальнейшим использованием для работ по сбору и переработке ЖРО [60].

Для решения этой проблемы выполняются следующие мероприятия:

- произведен демонтаж береговой емкости в бухте Сысоева;
- ведется строительство новой емкости для хранения ЖРО объемом 600 м³;
- введен в строй цех для производства селективных сорбентов в бухте Сысоева с целью непрерывной переработки ЖРО на месте;
- производится переработка ЖРО с последующим осушением трех емкостей;
- планируются освидетельствование и ремонт емкостей или вывод из эксплуатации.

В Дальневосточном регионе имеются следующие реально действующие средства переработки ЖРО:

- в Приморье — комплекс по переработке ЖРО «Поток», принадлежащий Научно-производственному предприятию «Экоатом» (г. Сосновый Бор), опытно-промышленная установка сорбционно-реагентной очистки ЖРО «Барьер», разработанная Институтом химии ДВО РАН (Владивосток), комплекс по переработке ЖРО ПЗО-500 («Ландыш») на ФГУП «ДВЗ “Звезда”»;
- на Камчатке — установка по переработке ЖРО «Ключ-05» (разработка ФГУП «СВРЦ») [1, 67].

Возможные объемы очистки ЖРО на этих установках представлены в табл. 2.7.

Таблица 2.7. Возможности переработки ЖРО в Дальневосточном регионе

№ п/п	Средство переработки	Активность перерабатываемых ЖРО, Ки/л	Степень переработки и сжатия	Производительность, м ³ в год
1	Установка «Барьер»	1,0Е-2—1,0Е-11 (соле-содержание — до 50 г/л, нефтепродукты — до 150 г/л)	До твердого остатка 1:50—1:300	300
2	Установка «Поток»	1,0Е-2—1,0Е-11 (соле-содержание — до 30 г/л, нефтепродукты — до 5 мг/л)	Остается концентрат 1:10	1000
3	Комплекс ПЗО-500 «Ландыш»	1,0Е-5—1,0Е-11 (соле-содержание — до 20 г/л, нефтепродукты — до 5 мг/л)	Цементация концентратов 1:14	7000
4	Установка «Ключ-05»	1,0Е-2—1,0Е-11 (соле-содержание — до 50 г/л, нефтепродукты — до 150 г/л)	До твердого остатка 1:50—1:300	500

Всего с начала выполнения работ по переработке ЖРО (1994—2004 гг.) в Дальневосточном регионе очищено более 8000 м³ жидких отходов. При условии использования всех перечисленных установок через три-четыре года установится динамическое равновесие, при котором количество перерабатываемых в регионе ЖРО станет равным количеству вновь образующихся ЖРО.

Практическая реализация стратегии обращения с ЖРО ведется в трех направлениях:

- переработка ЖРО, хранящихся в бухте Сысоева;
- переработка ЖРО, образующихся в результате утилизации АПЛ, на ПМ-74, предприятиях-исполнителях работ, ФГУП «ДальРАО»;
- осушение реакторов утилизируемых АПЛ с одновременной переработкой их контурных вод.

Переработка ЖРО береговых емкостей в бухте Сысоева проводится в два этапа:

- уменьшение объема ЖРО (сжатие) на установке «Поток» до уровня содержания солей 20—25 г/л;
- очистка солевого концентрата на установке «Барьер» до получения твердого радиоактивного остатка в виде отработанных сорбентов.

Такая схема позволяет максимально сократить время переработки ЖРО и достичь отношения объемов ТРО и ЖРО 1:500.

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

На ПЗО «Ландыш» это отношение не превышает 1:14. Переработка ЖРО по отдельной схеме очистки (без смешивания контурных обессоленных вод с ЖРО сложного химического состава) позволило существенно сократить сроки очистки ЖРО с утилизированных АПЛ и закончить этот процесс к 2007 г.

Сроки переработки ЖРО, образующихся на ПМ-74, на предприятиях-исполнителях работ по утилизации и ФГУП «ДальРАО» неразрывно связаны со сроками окончания выгрузки АЗ из реакторов АПЛ и вывоза ОЯТ на ПО «Маяк». Их образование продолжится до 2010 г. При выгрузке АЗ из всех оставшихся АПЛ и вывоза ОЯТ на ПО «Маяк» ожидается поступление за счет дезактивации перегрузочного оборудования и санитарной обработки персонала порядка 16 000 м³ низкоактивных ЖРО, которые целесообразно перерабатывать в местах их образования установками ПЗО-500 на ФГУП «ДВЗ “Звезда”», «Поток» и «Барьер» на БТБ в бухте Сысоева (ФГУП «ДальРАО») и «Ключ» на ФГУП «СВРЦ» МО РФ.

В соответствии с решением Росатома, ВМФ и Россудостроения «Сухое хранение топлива в реакторах АПЛ I и II поколений, предназначенных к утилизации» ФГУП «ДальРАО» и Институт химии ДВО РАН разработали программу осушения их реакторов с не выгруженными АЗ с одновременной переработкой контурных вод установкой «Барьер». По этой программе в 2001—2004 гг. выполнены работы на четырех АПЛ. Такой способ осушения реакторов АПЛ исключает из технологической схемы транспортировку ЖРО с применением дополнительных емкостей, что увеличивает экологическую безопасность работ, сокращает сроки переработки контурных вод и, самое главное, позволяет привести ЯЭУ в ядерно-безопасное состояние.

ЖРО, образовавшиеся при утилизации АПЛ на ФГУП «ДВЗ “Звезда”», ФГУП «30 СРЗ» МО РФ, ПМ-74, а также накопившиеся на судах АТО целесообразно перерабатывать на ПЗО «Ландыш». Кроме того, по мере увеличения объемов образования ЖРО на объектах ФГУП «ДальРАО» возникнет необходимость передачи части ЖРО для переработки на ПЗО «Ландыш». Это будет возможно только после реконструкции системы приема-передачи ЖРО и пирса в бухте Сысоева.

Представленные предложения по переработке ЖРО позволят выполнить работы по снижению объемов ЖРО и уменьшить радиационную и экологическую опасность для населения и природной среды Дальневосточного региона.

2.3. Снятие с эксплуатации и утилизация радиоизотопных термоэлектрических генераторов

2.3.1. Радиационная опасность, исходящая от РИТЭГов Дальнего Востока

С середины 70-х годов и до настоящего времени в СССР и Российской Федерации для энергообеспечения различных автономных систем и, в частности, в качестве источников электропитания средств навигации — морских светящихся зрительных маяков и радиомаяков — широко применяются РИТЭГи. В качестве источника тепла, преобразуемого затем в электроэнергию, в них используется радиоактивный нуклид ^{90}Sr .

Многoletний опыт эксплуатации РИТЭГов показал их высокую надежность и эффективность. Однако ярко проявившиеся и неоднократно реализованные угрозы со стороны различных террористических сил, а также имевшие случаи разграбления установок, в которых применяются РИТЭГи, заставили задуматься о более безопасных источниках энергии, используемых в неохраняемом режиме. Поэтому проблема вывода из эксплуатации и утилизации РИТЭГов сегодня весьма актуальна, в том числе и для Дальневосточного региона.

На Дальнем Востоке (включая Чукотку) всего было установлено несколько сотен РИТЭГов различных типов (табл. 2.8 и 2.9) [54].

Таблица 2.8. Распределение дальневосточных РИТЭГов по типам

Тип РИТЭГа	Приморье (ПВХ «ДальРАО»)	Камчатка (ПВХ «ДальРАО»)	Сахалин (ПВХ Корсаков)	Советская Гавань	Сахалин	Курилы	Магадан	Камчатка	Чукотка	Всего
«Бета-М»	10	9	1	8	7	11	8	5	58	117
«Эфир»									13	13
«ИЭУ-1»	5			1	4			4		14
«ИЭУ-1М»					1			2		3
«ИЭУ-2»	16	7		5	3	7	3	4		45
«ИЭУ-2М»	3	1		1		8	1	3		17
«Гонг»						2		1	6	9
«Горн»									8	8
«РЭУ-3»	2							2		4
Итого	36	17	1	15	15	28	12	21	85	230

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

Таблица 2.9. Технические характеристики РИТЭГов

№ п/п	Наименование	«Бега-М»	«Эфир-МА»	«Горн»	«Гонг»	«ИЗУ-1»	«ИЗУ-1М»	«ИЗУ-2»	«ИЗУ-2М»	«РЭУ-3»
1	Радионуклидный источник тепла (РИТ) РИТ-90	⁹⁰ Sr + ⁹⁰ Y в виде титаната стронция-90 или стронций-боросиликатного стекла								
2	Суммарная начальная активность, кКи	39,3	120,0	168,0—185,0	46,0—50,0	465,0	542,5	100,0	116,0	265,0
3	Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения (не более), мЗв/ч:									
	на поверхности изделия	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
	на расстоянии 1 м от поверхности	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
4	Мощность эквивалентной дозы гамма-излучения (не более), мбэр/ч:									
	на поверхности изделия	200	200	200	200	200	200	200	200	200
	на расстоянии 1 м от поверхности	10	10	10	10	10	10	10	10	10
5	Ресурс работы (не менее), лет	25	25	25	25	25	25	25	25	25

Из приведенных данных видно, что радиационный потенциал РИТЭГов очень велик. Распределение их активности по местам дислокации показано на рис. 2.20, а их суммарная активность в Дальневосточном регионе на начало 2007 г. составляет около 4,5 Бк·(Е+17) (15 млн Ки).

Эти РИТЭГи принадлежат Тихоокеанскому флоту, другим подразделениям Министерства обороны и Минтрансу. К началу 2007 г. 54 из них сняты с мест дислокации и помещены под охрану в специальные хранилища на ФГУП «ДальРАО» или на временные площадки ВМФ. Два РИТЭГа были утеряны (сброшены в аварийном режиме во время транспортировки с вертолетной подвески) у побережья Сахалина.

Общая картина по РИТЭГам ВМФ на Дальнем Востоке выглядит следующим образом: всего 145 единиц, из них 53 находятся в хранилищах ФГУП «ДальРАО», один находится на площадке Гидрографической службы ТОФ, 89 находятся на штатных местах дислокации, 2 утеряны.

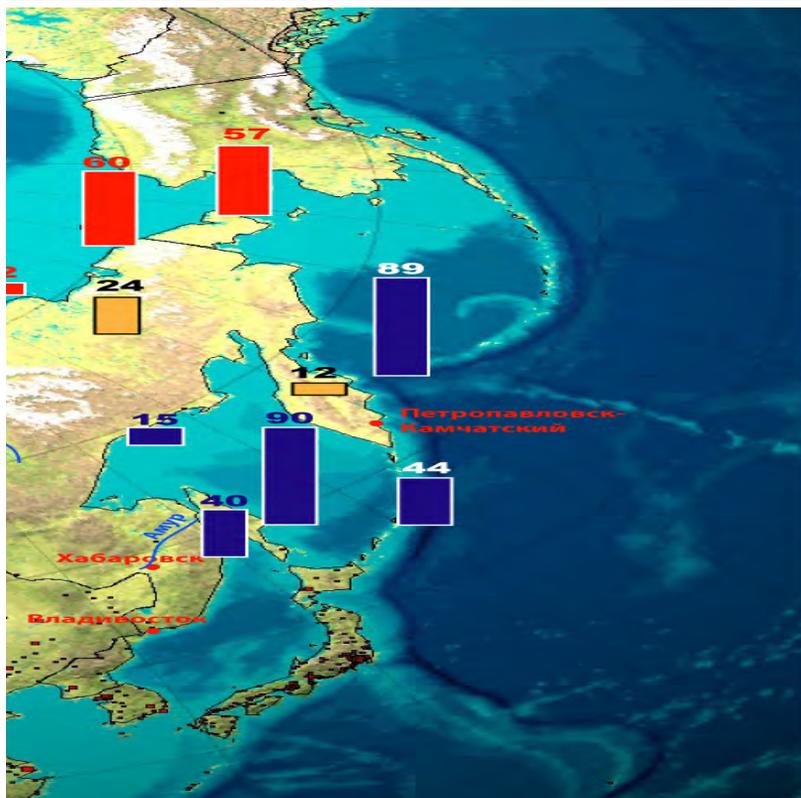


Рис. 2.20. Территориальное распределение активности РИТЭГов, Бк-(Е+15)

Сегодня в целях повышения радиационной безопасности и антитеррористической защищенности важно дать оценку текущей ситуации с РИТЭГами и провести уточнение целей и первоочередных приоритетных задач на ближайшую перспективу.

Ниже приводятся некоторые оценки различных сторон проблемы РИТЭГов.

На рис. 2.21 приведено сравнение радиационных потенциалов РИТЭГов в различных регионах. Очевидно, что радиационный потенциал в значительной мере оказывает влияние на подверженность потенциальному риску местного населения и населения прилегающих стран при разрушении, аварии, инцидентах с РИТЭГами, а также возможный экономический ущерб или затраты на ликвидацию последствий этих инцидентов.

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

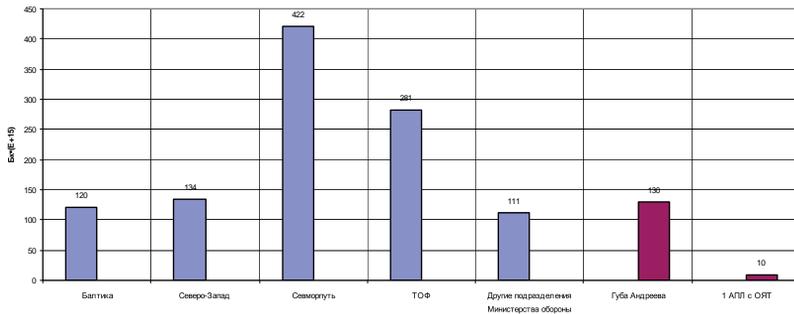


Рис. 2.21. Распределение суммарной активности эксплуатируемых РИТЭГов по регионам на начало 2007 г. в сравнении с активностью в губе Андреева и одной АПЛ с ОЯТ

На **рис. 2.22** показана радиоактивность РИТЭГов в пересчете на 1 км береговой линии, что позволяет оценить удельную потенциальную радиационную нагрузку в конкретном регионе. На **рис. 2.23** приведено распределение плотности населения в пересчете на единицу активности РИТЭГов, что дает возможность, например, оценить количество потенциальных разрушителей для РИТЭГов или же количество потенциально пострадавших от РИТЭГов.

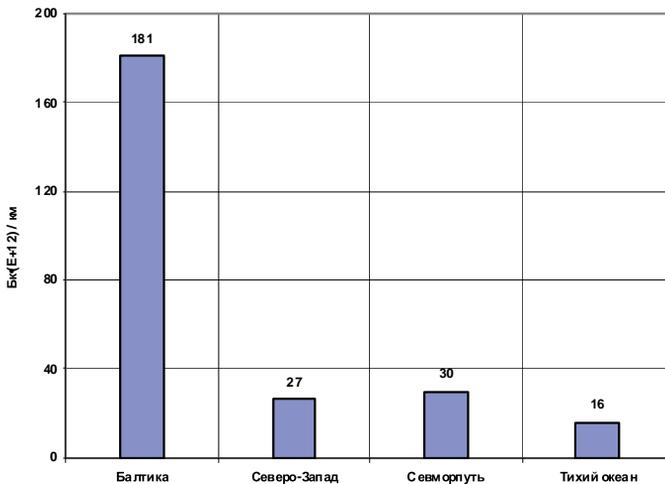


Рис. 2.22. Оценка радиационной нагрузки, создаваемой РИТЭГами в расчете на 1 км береговой линии в различных регионах России

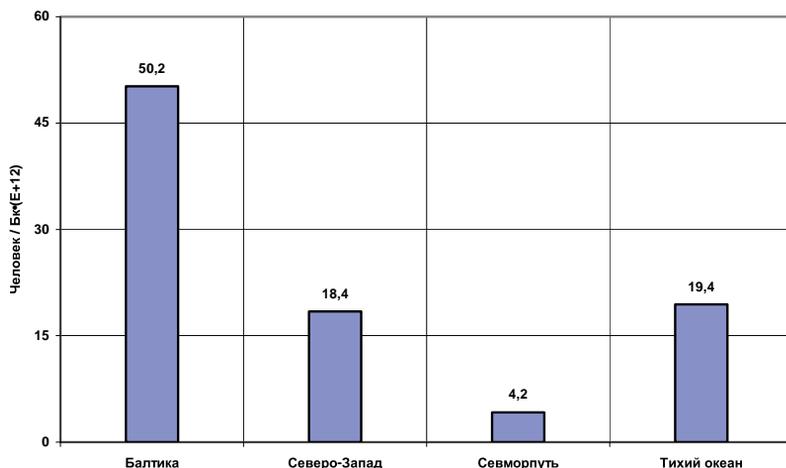


Рис. 2.23. Оценка плотности населения в расчете на 1 Бк активности установленных РИТЭГов в различных регионах

На **рис. 2.24** приведены оценки, характеризующие интенсивность судоходства в различных регионах в целом. Это, с одной стороны, позволяет судить о навигационной значимости маяков с РИТЭГами, а с другой — о степени риска возможной несанкционированной разборки и хищения РИТЭГов экипажами проходящих судов.

Из диаграммы, представленной на **рис. 2.25**, следует, что по показателю интенсивности судоходства в пересчете на один РИТЭГ, используемый для морской навигации, на первом месте стоит Дальневосточный регион.

На побережье Дальнего Востока от Посъета на юге, на границе с Кореей, до Тикси на Крайнем Севере расположено 22 морских порта, 11 из которых — это порты с круглогодичной навигацией, имеющие выход на железнодорожные магистрали страны. В Приморском крае это Владивосток, Находка, Находка-нефтепорт, Восточный, Посъет, Зарубино; в Хабаровском крае — Ванино; на Сахалине — Холмск и Корсаков; на севере Охотского моря — Магадан; на Камчатке — Петропавловск-Камчатский.

Известно, что Дальневосточный регион представляет собой богатейший источник энергоресурсов и минерального сырья, служит проводником транспортных путей и дает России и Европе кратчайший выход к Азиатско-Тихоокеанскому региону.

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

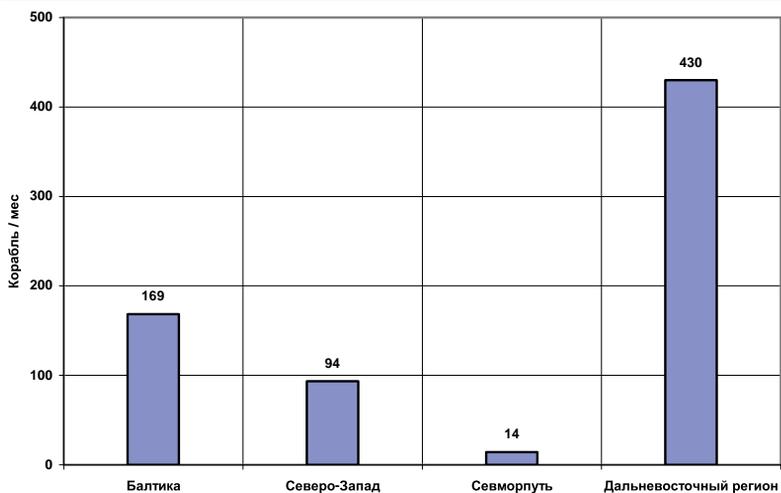


Рис. 2.24. Интенсивность судоходства в различных регионах

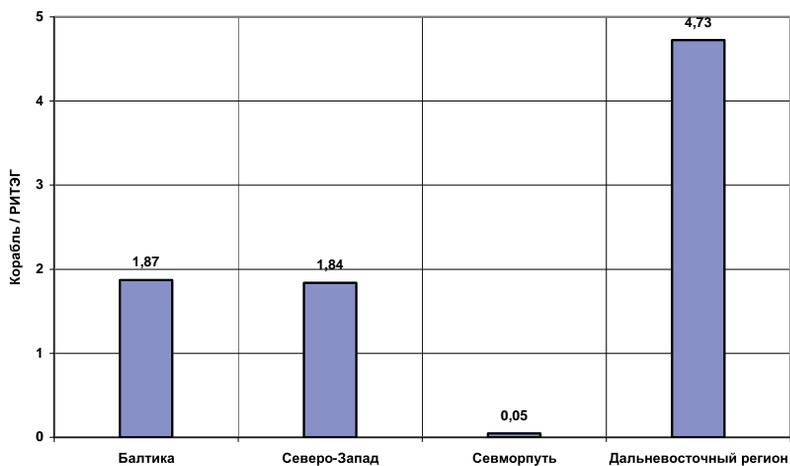


Рис. 2.25. Оценка количества проходящих кораблей на один РИТЭГ в месяц
Необходимость снижения риска несанкционированного доступа к РИТЭГам на не обслуживаемых маяках и обеспечения безопасности мореплавания при дальнейшем освоении природных ресурсов Дальнего Востока позволяет присвоить задаче демонтажа этих устройств наивысший приоритет.

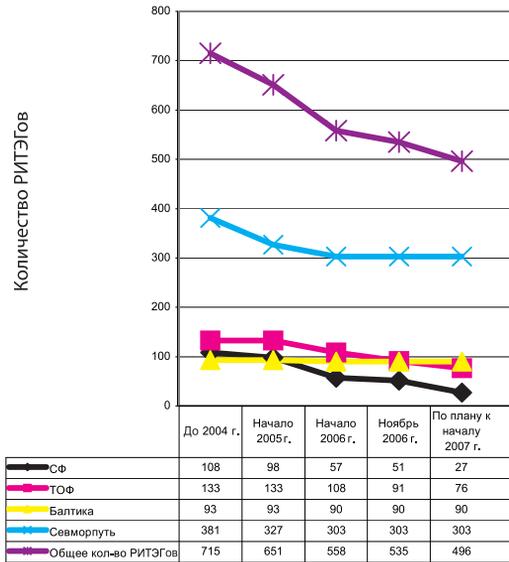


Рис. 2.26. Динамика вывода из эксплуатации и сбора РИТЭГов

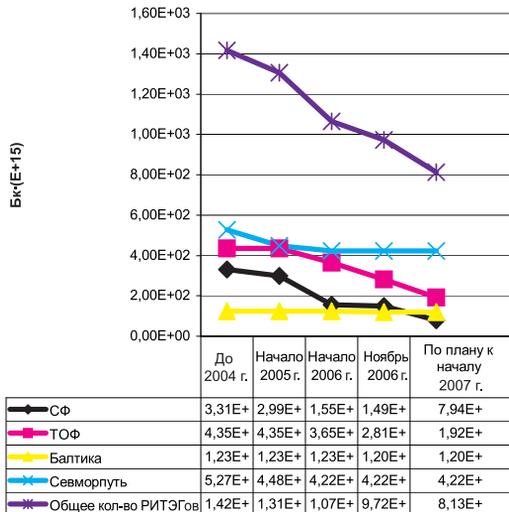


Рис. 2.27. Динамика снижения активности в результате вывода из эксплуатации и сбора РИТЭГов

На **рис. 2.26** и **2.27** показана динамика вывода из эксплуатации РИТЭГов по регионам, а также отражено снижение радиологической активности, последовавшее в результате этих работ. Из приведенных данных видно, что по Северному морскому пути и Балтике в последние два года практически нет никакого прогресса. Работы на ТОФ фактически начались лишь в 2006 г. благодаря финансовой поддержке США.

2.3.2. Транспортные схемы вывода дальневосточных РИТЭГов из эксплуатации

До отправки на перевалочный пункт и в ПВХ РИТЭГи, выведенные из эксплуатации, могут помещаться на промежуточные накопительные площадки (причалы) [53]. Такая площадка, принадлежащая Гидрографической службе ВМФ, уже имеется на Сахалине в районе Корсакова.

К настоящему времени были вывезены и установлены на безопасное хранение в ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева все РИТЭГи из Приморского края (19 штук), 6 РИТЭГов из района Советской Гавани, 6 РИТЭГов с Сахалина (**рис. 2.28, 2.29**).



Рис. 2.28. Транспортировка



Рис. 2.29. Погрузка демонтированного РИТЭГа вертолетом на борт корабля

До начала работ по российско-американской программе замены РИТЭГов на альтернативные источники питания на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева уже хранилось 5 РИТЭГов. 12 РИТЭГов было вывезено с мест эксплуатации на Камчатке и установлено на временное хранение в перевалочном пункте в бухте Крашенинникова. До начала работ по программе на перевалочном пункте в бухте Крашенинникова уже хранилось 5 РИТЭГов.

В 2007 г. вывезены и установлены на безопасное хранение в ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева 8 РИТЭГов из района Советской Гавани, все оставшиеся РИТЭГи (14 штук) с Сахалина, 22 РИТЭГа с островов южной и средней частей Курильской гряды. Всего в 2007 г. вывезено 44 РИТЭГа. Все они принадлежат ВМФ.

Схема вывоза РИТЭГов в ПВХ на территорию ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева в 2007 г. показана на **рис. 2.30**.

В 2008 г. планируется вывезти и установить на безопасное хранение в ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева все РИТЭГи с островов северной части Курильской гряды (5 штук), с полуострова Камчатка (19 штук) и из района Магадана (12 штук). Всего в 2008 г. планируется вывезти 36 РИТЭГов. Все они принадлежат ВМФ. 5 РИТЭГов с островов северной

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

части Курильской гряды будут вывозиться морским транспортом на Сахалин до перевалочного пункта. По мере накопления РИТЭГов на перевалочном пункте будут формироваться партии для отправки морским транспортом в Приморье до ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева.

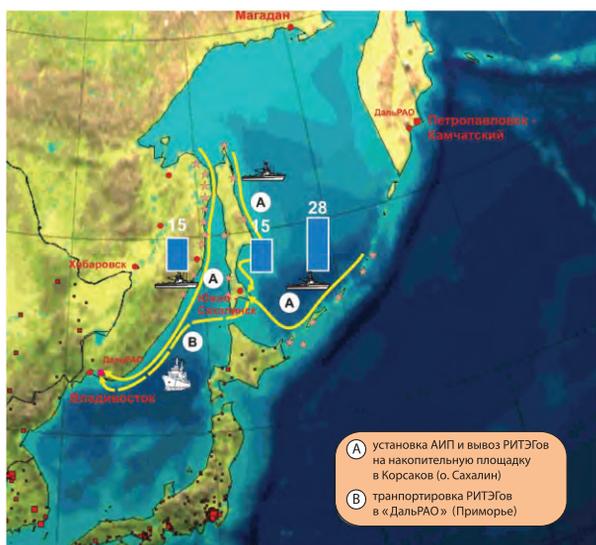


Рис. 2.30. Схема вывоза РИТЭГов в 2007 г.
(АИП — альтернативные источники питания)

Вывоз 12 РИТЭГов из района Магадана будет происходить морским транспортом в Приморье до ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева. Возможно, в районе Магадана надо будет организовать накопительную площадку. 5 РИТЭГов с западного и южного побережья Камчатки будут вывозиться морским транспортом в Приморье до ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева. Возможно, для этого будет использоваться накопительная площадка в районе Магадана и/или на Сахалине.

14 РИТЭГов с восточного побережья Камчатки будут вывозиться морским транспортом до перевалочного пункта в Вилючинске в бухте Крашенинникова. По мере накопления РИТЭГов на перевалочном пункте будут формироваться партии для отправки морским транспортом в Приморье до ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева.

Схема вывоза РИТЭГов в ПВХ на территорию ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева в 2008 г. показана на **рис. 2.31**.



Рис. 2.31. Схема вывоза РИТЭГов в 2008 г. (АИП — альтернативные источники питания)

В 2009—2011 гг. планируется вывезти и установить на безопасное хранение в ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева все 85 РИТЭГов с Чукотки (по 30 РИТЭГов в 2009 и 2010 гг. и оставшиеся 25 — в 2011 г.). Все РИТЭГи принадлежат Росморречфлоту.

Вывоз 85 РИТЭГов с Чукотки можно будет осуществить морским транспортом до накопительной площадки, которую надо будет организовать в районе Анадыря. По мере накопления РИТЭГов на накопительной площадке будут формироваться партии для отправки морским транспортом до перевалочного пункта на Камчатке в бухте Крашенинникова и далее в Приморье до ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева.

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

Схема вывоза РИТЭГов в ПВХ на территорию ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева в 2009—2011 гг. показана на **рис. 2.32**.



Рис. 2.32. Схема вывоза РИТЭГов в 2009—2011 гг.
(АИП — альтернативные источники питания)

В ближайшие пять лет при сохранении ежегодных объемов финансирования и за счет средств помощи США и других условий для проведения работ по вывозу РИТЭГов в Дальневосточном регионе можно рассчитывать на их полное удаление с мест эксплуатации и доставку на безопасное хранение в ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева.

2.3.3. Утилизация РИТЭГов

Поскольку проводить утилизацию РИТЭГов непосредственно на территории ФГУП «ДальРАО» в бухте Сысоева или в любом другом районе Приморского края сейчас невозможно, так как нет соответствующей инфраструктуры и быстро создать ее не представляется возможным, следует прежде всего рассмотреть варианты, когда РИТЭГи из ПВХ в бухте Сысоева будут отправляться на утилизацию в другие регионы России, где есть соответствующая инфраструктура. Принципиальная схема обращения с РИТЭГами при их снятии с эксплуатации показана на **рис. 2.33**.

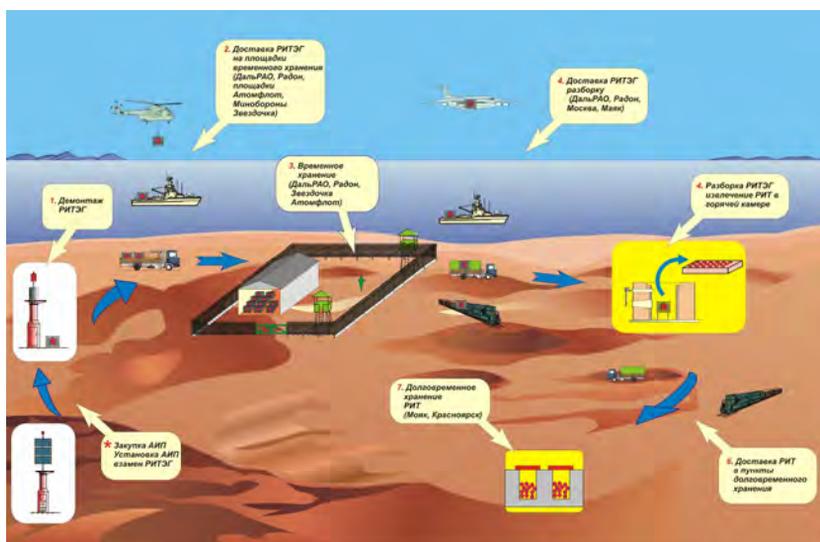


Рис. 2.33. Схема обращения с РИТЭГами при снятии их с эксплуатации (АИП — альтернативные источники питания)

Существует несколько возможных вариантов разборки РИТЭГов и утилизации РИТов Дальневосточного региона.

Первый вариант. В ПВХ в бухте Сысоева формируется партия РИТЭГов для отправки на утилизацию. Она отправляется в Москву во Всероссийский научно-исследовательский институт технической физики и автоматизации (ВНИИТФА) (**рис. 2.34**) для разборки РИТЭГов, извлечения из них РИТов, установки РИТов в специальные защитные контейнеры и хранения их там до отправки на захоронение на ПО «Маяк». Все работы по разборке РИТЭГов, извлечению РИТов и помещению их в защитные контейнеры производится в горячей камере ВНИИТФА (**рис. 2.35** и **2.36**). Далее формируется партия

2. Анализ радиационного потенциала и особенностей обращения с ОЯТ и РАО, образовавшимися в результате эксплуатации и утилизации объектов Тихоокеанского флота

РИТов в защитных контейнерах, которая отправляется на ПО «Маяк». Там РИТы извлекаются из защитных контейнеров, остекловываются и захораниваются (рис. 2.37 и 2.38).



Рис. 2.34. РИТЭГи на выдвжной рампе специального железнодорожного вагона перед отправкой во ВНИИТФА



Рис. 2.35. Подготовка РИТЭГа к извлечению РИТа

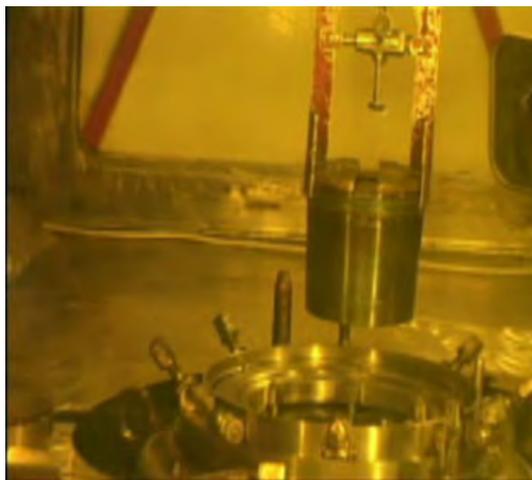


Рис. 2.36. Извлечение РИТа из РИТЭГa



Рис. 2.37. Контейнер для хранения РИТа



Рис. 2.38. В одном из цехов ПО «Маяк»

На этом цикл утилизации РИТЭГов заканчивается. Цветные металлы, оставшиеся от РИТЭГов после разборки во ВНИИТФА, сдаются на металлолом. Освобожденные защитные контейнеры из ПО «Маяк» отправляются обратно в Москву во ВНИИТФА для повторного использования.

Достоинством этого варианта является наличие инфраструктуры для всего комплекса работ по утилизации РИТЭГов. Модернизации требует лишь горячая камера во ВНИИТФА. Транспортировка осуществляется железнодорожным транспортом. Недостаток — транспортировка РИТЭГов практически через всю страну мимо пункта захоронения на ПО «Маяк» в Москву и, после разборки, транспортировка РИТов обратно на ПО «Маяк» (рис. 2.39), что делает такой вариант утилизации РИТЭГов достаточно затратным.

Второй вариант. В ПВХ в бухте Сыроева формируется партия РИТЭГов для отправки на утилизацию. Она отправляется на ПО «Маяк» (рис. 2.40). Там производится полный цикл утилизации РИТЭГов — разборка, извлечение РИТов, их остекловывание и захоронение. Цветные металлы, оставшиеся от РИТЭГов после разборки, сдаются на металлолом.



Рис. 2.39. Транспортировка РИТЭГов из ПВХ на «ДальРАО» на ПО «Маяк» через Москву с разборкой во ВНИИТФА



Рис. 2.40. Транспортировка РИТЭГов из ПВХ на «ДальРАО» непосредственно на ПО «Маяк»

Достоинством этого варианта является меньшая дистанция транспортировки РИТЭГов, что приводит к сокращению транспортных расходов, и производство всего комплекса работ по их утилизации в одном месте.

Недостаток — отсутствие в настоящее время инфраструктуры для всего комплекса работ, а именно отсутствие на ПО «Маяк» горячей камеры, приспособленной для разборки РИТЭГов и извлечения из них РИТов. Для реализации этого варианта такую камеру надо создать. Стоимость соответствующих работ высока.

Третий вариант. В ПВХ в бухте Сысоева формируется партия РИТЭГов для отправки на утилизацию. Она отправляется в Красноярск-26 (рис. 2.41). Там производится полный цикл утилизации РИТЭГов — разборка, извлечение РИТов и их захоронение. Цветные металлы, оставшиеся от РИТЭГов после разборки, сдаются на металлолом.

Поскольку Красноярск находится к ПВХ в бухте Сысоева значительно ближе, чем ПО «Маяк», к достоинствам этого варианта следует отнести сокращение транспортных расходов по сравнению со вторым вариантом. При этом весь комплекс работ по утилизации РИТЭГов также происходит в одном месте. Недостаток — отсутствие инфраструктуры для всего комплекса работ, а именно отсутствие в Красноярске-26 горячей камеры, приспособленной для разборки РИТЭГов и извлечения из них РИТов.



Рис. 2.41. Транспортировка РИТЭГов из ПВХ на «ДальРАО» в Красноярск-26

Четвертый вариант. Для радикального сокращения транспортных расходов целесообразно было бы вообще отказаться от транспортировки РИТЭГов на утилизацию в другие регионы страны и провести полный цикл утилизации на месте, в Приморском крае. Прежде всего необходимо построить и соответствующим образом оснастить горячую камеру для разборки РИТЭГов

и извлечения РИТов. Возможным местом ее установки может быть основное здание ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО». Для этого можно воспользоваться проектом так называемой мобильной камеры, который разработан и уже протестирован МАГАТЭ, и доработать проект для целей разборки РИТЭГов. Виды базового проекта такой камеры в разрезе показаны на рис. 2.42 и 2.43.

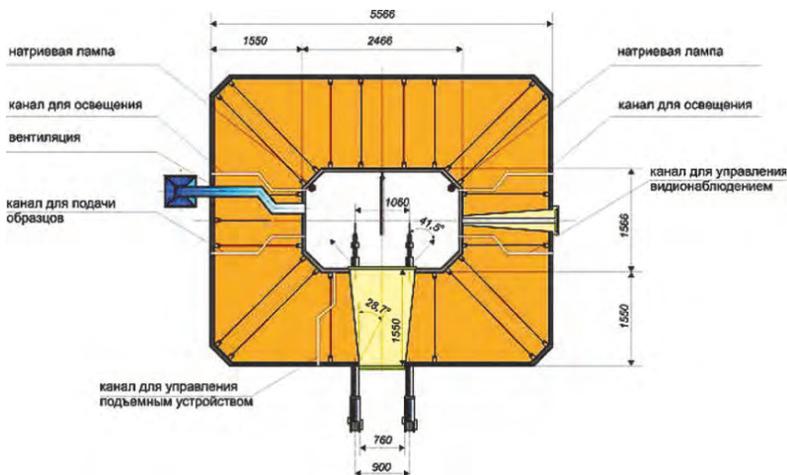


Рис. 2.42. Вертикальный разрез мобильной горячей камеры

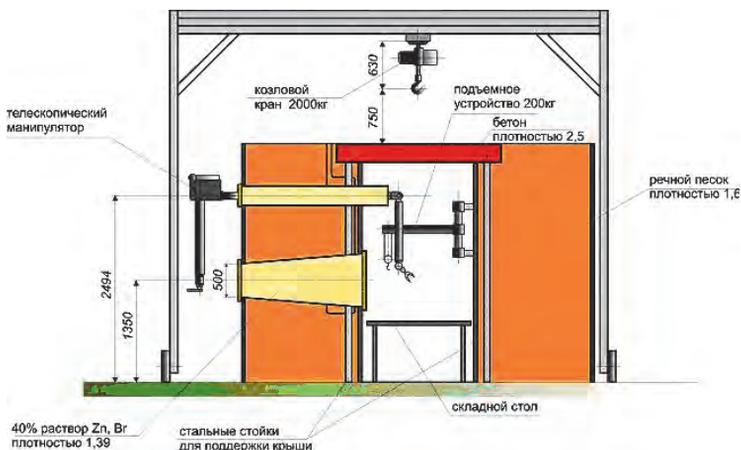


Рис. 2.43. Горизонтальный разрез мобильной горячей камеры

Биологическая защита камеры сделана из стальной внешней оболочки (как изнутри, так и снаружи) и имеет все необходимые каналы для доступа в полость камеры для проведения различных операций (подачи энергии, взятия проб мазков, перемещения инструментов, видеонаблюдения и т. д.). Основной используемый защитный материал — песок для большей части биологической защиты, и 40%-ный раствор Zn и Br для окна. Сверху камера закрывается бетонной крышкой. В оснащение камеры входят также элементы, необходимые для организации процесса разборки РИТЭГа, извлечения РИТа и установки его в защитный контейнер, — два копирующих манипулятора, внутреннее подъемное устройство грузоподъемностью 200 кг, внешний козловой кран грузоподъемностью 2 т, а также система принудительной вентиляции с фильтром, система внутреннего освещения, система внутреннего видеонаблюдения. Высота полости камеры составляет 3 м.

Доработка камеры заключается в увеличении ее полости до размеров в плане 3x4 м, оснащении камеры специальным дистанционно управляемым поворотным столом и увеличении высоты козлового крана до 6 м.

Извлеченные в горячей камере РИТы можно не перевозить в другие районы страны, а установить на длительное хранение здесь же, используя еще одну подобную горячую камеру, установленную рядом с первой. Полость такой камеры следует оснастить дистанционирующим устройством для размещения в нем РИТов, кроме того, в ней должно быть место для установки защитного контейнера при извлечении из него РИТов. На обе камеры следует использовать один порталный кран.

По предварительным расчетам для размещения на длительное хранение всех РИТов Дальневосточного региона в один ярус нужна площадь около 9 м², т. е. полость должна быть размером 3x3 м. Для сокращения расходов высоту камеры для длительного хранения РИТов можно уменьшить до 2,5 м.

Общее тепловыделение от всех хранящихся РИТов Дальневосточного региона составит 128 959 Вт. Для отвода такого количества тепла из камеры хранения РИТов будет достаточно естественной циркуляции воздуха.

Пример планировки основного здания ПВХ на территории ФГУП «ДальРАО» с размещением в нем двух камер, позволяющих на месте осуществить утилизацию РИТЭГов, приведен на **рис. 2.44**.

Этот вариант выглядит привлекательно и позволяет отказаться от перевозки радиоактивных источников на большие расстояния, но для определения возможности его реализации нужно провести глубокие проектные проработки, особенно касающиеся радиационной защиты.

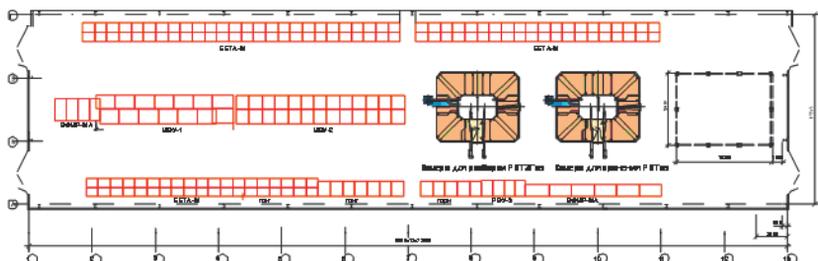


Рис. 2.44. Планировка основного здания ПВХ на «ДальРАО» с установленными в нем камерами для разборки РИТЭГов и хранения извлеченных РИТов

2.3.4. Анализ рисков утраты РИТЭГов

Радиологическая угроза, исходящая от незащищенных РИТЭГов, явно недооценивается. Несколько РИТЭГов типа ИЭУ-1 (2—3 штуки) сравнимы по радиационному потенциалу с одной АПЛ с не выгруженным ОЯТ. Сегодня практически ни один из РИТЭГов, находящихся в эксплуатации, не гарантирован от разборки или несанкционированного доступа.

Эксплуатация РИТЭГов в том режиме, в котором это делается сейчас, нарушает закон об использовании атомной энергии.

Следует назвать тезисно ряд характерных свойств РИТЭГов, которые следует учитывать при оценке потенциальной радиологической опасности при их текущей эксплуатации. По сравнению с другими проблемами радиологического наследия бывшего Советского Союза проблема РИТЭГов и РИТов имеет следующие особенности:

- концентрированный высокоактивный и компактно упакованный в РИТе стронций — в отличие от крупногабаритных элементов АПЛ и ТРО на БТБ;
- не охраняемый и сравнительно легкодоступный стронций в РИТЭГе — в отличие от охраняемых крупногабаритных АПЛ, БТБ и других баз ВМФ;
- незаметность применения стронция в случае радиологического терроризма — нет цвета и запаха, нет явных симптомов при его проникновении в организм человека;
- возможен аэрозольный способ проникновения через органы дыхания, например, в результате салютов, распыления на открытых площадках, распространения через систему вентиляции в закрытых помещениях, концертных залах, метро, гостиницах;

- возможно попадание стронция перорально с питьевой водой или пищей (в том числе и через водопровод);
- стронций трудно выводится из организма, замещает кальций, воздействие его долговременно, период полураспада — 28 лет;
- в процессе бета-распада стронций статически электризуется и поэтому плохо удаляется.

Оценка рисков утраты РИТЭГа и являющегося его составной частью РИТа во время финальной фазы жизненного цикла РИТЭГа показана на **рис. 2.45** [54]. Эта финальная фаза (вывод из эксплуатации) состоит из следующих основных этапов:

- замена РИТЭГа на альтернативные источники электропитания (в случае необходимости);
- демонтаж РИТЭГа с места эксплуатации на навигационном знаке;
- вывоз РИТЭГа на временное хранение на промежуточные площадки;
- перевозка РИТЭГа на ПВХ;
- установка РИТЭГа на временное хранение в ПВХ и хранение в ПВХ до его вывоза на утилизацию;
- перевозка РИТЭГа в места разборки и извлечения РИТа(ов);
- разборка РИТЭГа с извлечением РИТа(ов);
- перевозка в места захоронения (изоляция) извлеченных РИТов;
- захоронение (изоляция) извлеченных РИТов;
- обеспечение процесса долговременного хранения (изоляция) захороненных РИТов.

Конечной целью этих действий является снижение риска утраты РИТов и уменьшение радиологической угрозы до максимально достижимого уровня.

Риск возможной утраты РИТЭГа, находящегося на месте эксплуатации, принят равным единице, поскольку он не оборудован средствами охраны и/или физической защиты и его состояние не контролируется.

При производстве работ по демонтажу и вывозу на временное хранение риск утраты снижается, поскольку при этих работах РИТЭГ, как правило, постоянно находится под контролем персонала, выполняющего эти работы. Однако снижение риска утраты на этих этапах незначительно, так как персонал, как правило, не вооружен и не в состоянии эффективно противостоять хорошо подготовленной группе злоумышленников.

При помещении РИТЭГа на хранение на локальные накопительные перевалочные площадки риск снижается, поскольку эти площадки находятся на территории охраняемых объектов и имеют элементы физической защиты, хотя риск утраты все еще находится на высоком уровне.

При помещении РИТЭГа на хранение в специально оборудованные ПВХ риск снижается до приемлемого уровня, так как такие ПВХ находятся на территории тщательно охраняемых объектов, имеющих полноценные системы физической защиты и вооруженную охрану.

Наименьшего риска утраты РИТа можно достичь только после проведения всех работ по утилизации РИТЭГа и захоронению (изоляция) извлеченного РИТа в специально приспособленном для этого и хорошо охраняемом месте, например, на ПО «Маяк». Однако для этого нужно дополнительно выполнить работы по перевозке РИТЭГа в места разборки и извлечения РИТов, разобрать РИТЭГ с извлечением РИТа(ов), перевезти извлеченные РИТы в места их захоронения (изоляции), захоронить (изолировать) и организовать их долговременное хранение (изоляцию).

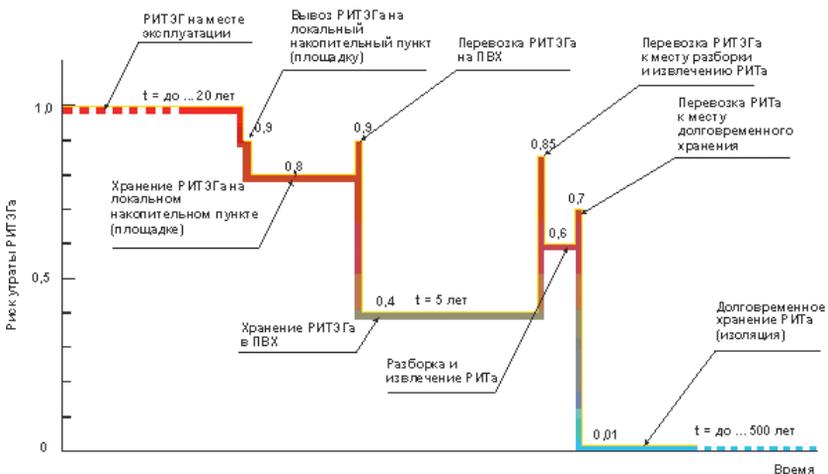


Рис. 2.45. Финальная фаза жизненного цикла РИТЭГа

3. Реальная радиационная обстановка на объектах хранения и утилизации АПЛ и реакторных блоков, а также обращения и хранения ОЯТ и РАО

3.1. Объекты Приморского края

3.1.1. Радиоэкологическая обстановка в местах отстоя АПЛ

Атомные подводные лодки, а также обеспечивающие их структуры многие годы базировались в Японском море (Приморский край) и северо-западной части Тихого океана (Камчатский полуостров). В настоящее время в Приморье остались только выведенные для утилизации АПЛ, один НК с ЯЭУ и обеспечивающие их структуры, а на Камчатке кроме выведенных для утилизации базируются действующие АПЛ.

По ряду причин южная часть Приморского края в предшествующие десятилетия оказалась наиболее насыщенной радиационно-опасными объектами и содержала до 80% их общего количества. Поэтому его рассматривают как основной район, где ядерно- и радиационно-опасные объекты ВМФ длительное время оказывали радиационное влияние на прилегающие морские экосистемы.

В настоящее время в Приморье в бухтах Павловского, Чажма, Разбойник, Абрек осуществляется временное хранение АПЛ, НК с ЯЭУ и судов атомно-технологического обслуживания, выведенных из состава флота, а также утилизированных АПЛ в виде трехотсечных реакторных блоков. Утилизация производится на ДВЗ «Звезда» (до 90%) в бухте Большой Камень и частично на судоремонтном заводе в бухте Чажма. В бухте Чажма по настоящее время сохранились последствия аварии ЯЭУ АПЛ в 1985 г. с образованием радиоактивного следа на берегу и морской акватории (единственный случай, сопровождавшийся максимальной степенью радиоэкологической опасности [128, 21, 123, 149, 114]).

Атомный корабль связи «Урал» с 1991 г. базируется в бухте Абрек (Приморье). Поскольку он уже в 1993 г. был выведен из кампании, реакторы заглушены и не вводились по настоящее время, радиоэкологическая обстановка в бухте Абрек сохранилась на уровне фоновой. Значения

гамма-излучения на технической территории изменяются в пределах 0,09—0,13 мкЗв/ч (9—13 мкР/ч), в донных отложениях — от 0,05 до 0,08 мкЗв/ч (5—8 мкР/ч), в морской воде на расстоянии 2 м от грунта — в пределах 0,01—0,02 мкЗв/ч (1—2 мкР). Радионуклидный состав донных отложений в районе стоянки НК с ЯЭУ на 99% определяется ^{40}K и дочерними продуктами деления природных U-Th семейств, на 1% — продуктами глобальных выпадений.

Основная информация последнего десятилетия исследований в Дальневосточном регионе сконцентрирована в виде радиационных карт (точнее, картограмм), дающих полное представление о состоянии радиационной обстановки на объектах. Их построение проводилось по данным от нескольких сот до нескольких тысяч измерений уровней гамма-поля на технических территориях, в донных отложениях и на территориях населенных пунктов.

На территориях МЭД определялась на высоте 0,1 и 1 м. В отчетах, как правило, представляются радиационные карты территорий на высоте 1 м (нормативный уровень), так как дополнительные измерения на 0,1 м необходимы для поиска малоразмерных точечных источников радиоактивного загрязнения. На акваториях МЭД определялась на грунте, а также на расстоянии 2 м от грунта — для определения характера устойчивости открытого источника радиоактивного загрязнения в морской воде.

В выявленных аномалиях производился целенаправленный отбор проб объектов внешней среды, определялись удельная активность техногенных (^{137}Cs , ^{60}Co и других гамма-излучающих радионуклидов) и природных (в основном ^{40}K) радионуклидов, плотность альфа-бета-частиц и оценивались их геометрические размеры (по уровню более 0,6 мкЗв/ч). Количество отборов проб объектов внешней среды составляло несколько десятков сотен.

Градация МЭД на картах обозначена следующим образом:

- на территории: зеленые цвета — фон (светло-зеленый — ниже среднего уровня, темно-зеленый — выше среднего уровня), последующие цвета — радиоактивное загрязнение (желтый — до 0,6 мкЗв/ч, красный — до 2,4 мкЗв/ч и т. д.);
- на акватории: голубые цвета — фон (светло-голубой — ниже среднего уровня, темно-голубой — выше среднего уровня), последующие цвета — радиоактивное загрязнение (желтый — до 0,6 мкЗв/ч, красный — до 2,4 мкЗв/ч и т. д.);

В соответствии с [97] при МЭД до 0,6 мкЗв/ч допускается пребывание населения неограниченное время на территории в течение одного года, но не более пяти лет подряд, в диапазоне 0,6—2,4 мкЗв/ч — 24—6 ч,

а при 2,4 мкЗв/ч и выше — не более 6 ч в сутки. Остальные градации с более высокими значениями МЭД отображают зоны, требующие индивидуального определения времени пребывания в них персонала.

Такой подход един ко всем объектам, радиоэкологическая обстановка на территории (акватории) которых оценивается с использованием радиационных карт.

Бухта Павловского. Расширенные исследования, дающие наиболее полное представление о радиоэкологической обстановке, проводились в 1993, 1996 и 1999 гг. В последующие годы в штатном режиме ведется только выборочный контроль методом отбора проб объектов внешней среды и измерений МЭД в контрольных точках, данные которых не влияют на ранее полученные результаты и не дополняют их новой информацией. Это объясняется тем, что с 2000 г. никакой деятельности кроме отстоя АПЛ, судов АТО и передачи их на утилизацию в бухте Павловского не ведется.

Основная информация сконцентрирована в виде радиационных карт, дающих полное представление о состоянии радиационной обстановки на объекте. Их построение проводилось на основании не менее чем 400—500 измерений МЭД на акватории, 800—900 измерений на технической территории и около 600 измерений на территории прилегающего жилого массива. Общее представление о состоянии радиационной обстановки на технической территории бухте Павловского приведено на **рис. 3.1** [149].

Исследования показали, что альфа-бета-гамма-излучения на территории прилегающего жилого городка обусловлены природными радионуклидами U-Th семейств и ^{40}K . Загрязнения искусственными радионуклидами не обнаружено. Мощность экспозиционной дозы имеет фоновые значения и изменяется в пределах 0,11—0,17 мкЗв/ч (11—17 мкР/ч).

На технической территории радиоактивное излучение также определяется природными радионуклидами (средний уровень фона — 0,12 мкЗв/ч) за исключением отдельных участков, где имеются загрязнения искусственными радионуклидами или прямое гамма-излучение от аварийных объектов и контейнеров с ТРО, расположенных на специальных площадках.

Наибольшие МЭД наблюдаются на пирсе у аварийной АПЛ — до 43 мкЗв/ч (4,3 мР/ч). Излучение на уровне 22 мкЗв/ч (2,2 мР/ч) определяется местом временного хранилища ТРО, созданного после аварии АПЛ в 1979 г. Радиоактивное загрязнение на его поверхности составляло по ^{137}Cs (4—20)·10⁴ Бк/кг, по ^{134}Cs — 600—1200 Бк/кг и по ^{60}Co — 60—100 Бк/кг. Площадь загрязнения достигала 100 м². Плотность альфа-частиц не превышала фон — 1 расп./мин·см², плотность бета-частиц достигала 7000—10 000 расп./мин·см². В настоящее время открытое поступление

радиоактивных веществ на территорию ограничено (забетонирована поверхность могильника, МЭД снизилась до 10 мкЗв/ч), однако его следует рассматривать как потенциальный источник радиоактивного загрязнения, так как подобное бетонное покрытие разрушалось уже неоднократно.

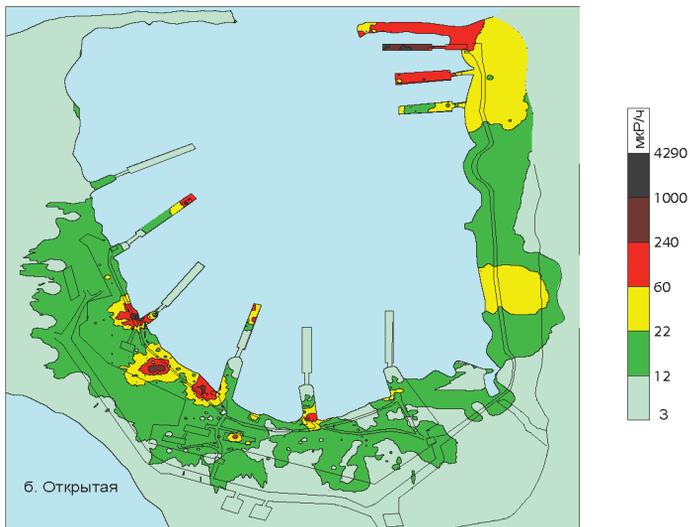
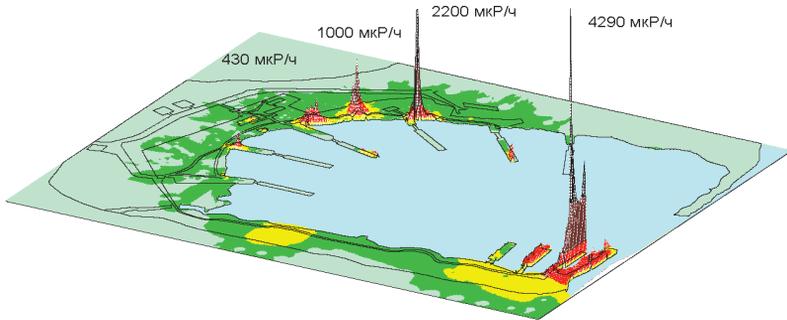


Рис. 3.1. Состояние гамма-поля на технической территории бухты Павловского (максимальная МЭД обусловлена прямым гамма-излучением от АПЛ с аварийными ЯЭУ)

В местах расположения контейнеров с ТРО (размещены на бетонных площадках у корня пирсов) МЭД в зависимости от их наполнения менялась от 1 до 6 мкЗв/ч (100—600 мкР/ч).

На небольших участках у лабораторно-технического корпуса МЭД была выше фона в 1,5—2 раза, но не превышала 0,3 мкЗв/ч (30 мкР/ч). В районе емкости для хранения ЖРО МЭД составляла 7—10 мкЗв/ч (700—1000 мкР/ч). Эти области загрязнения формируются в результате протечек трубопроводов, которые не менялись более 30 лет. Поверхностного альфа-бета-загрязнения в этих местах не обнаружено.

Аварийные АПЛ с момента их постановки в 1985—1985 гг. на пирсе у выхода из бухты являются постоянными источниками загрязнения морской воды и донных отложений (первая — ^{137}Cs и ^{90}Sr , вторая — ^{60}Co). МЭД в донных отложениях достигает в районе первой АПЛ 1400 мкЗв/ч, а у второй — 2,5 мкЗв/ч (соответственно 140 и 0,25 мР/ч, размер зоны радиоактивного загрязнения составляет примерно 150х300 м). В то же время на высоте 2 м от грунта МЭД не превышает 0,01—0,02 мкЗв/ч (1—2 мкР/ч) и соответствует фону. Незначительное загрязнение донных отложений (в два-три раза выше фона) создают плавучие мастерские (рис. 3.2) [123].

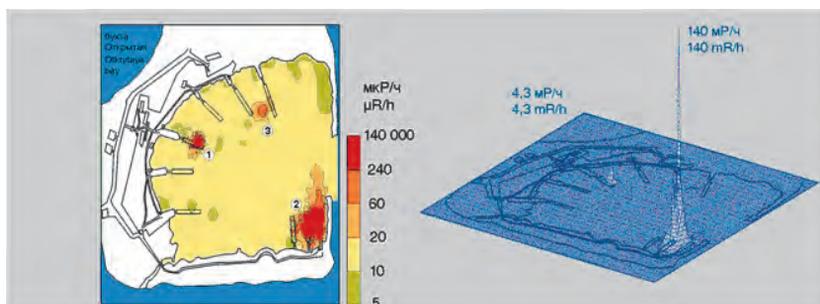


Рис. 3.2. Состояние гамма-поля донных отложений в бухте Павловского: 1 — следствие аварии ЯЭУ АПЛ 1985 г., 2 — отстой двух АПЛ с аварийными реакторами, 3 — место стоянки судов АТО

Водолазный осмотр мест повышенного содержания искусственных радионуклидов в донных отложениях не выявил наличия предметов, являющихся источниками радиоактивного излучения. Радиоактивность сосредоточена в грунте, представляющем собой илистый песок.

Максимум загрязнения донных отложений в точке 1 (см. рис. 3.2) приходится на слой грунта, расположенный на глубине 6—12 см, что свидетельствует об интенсивном заиливании этой области. В точке 3, напротив,

загрязнение наблюдается как на поверхности грунта, так и в отдельных местах на глубине 2—6 см, что указывает на потенциальную неустойчивость источника загрязнения, а также на продолжающееся поступление техногенных радионуклидов в морскую воду с борта аварийных АПЛ (поверхности корпусов АПЛ в районе реакторного отсека до настоящего времени загрязнены радиоактивными веществами [185, 87]).

Изучение выноса радионуклидов из места отстоя АПЛ с аварийными ЯЭУ показало, что техногенные радионуклиды крайне медленно перемещаются в направлении выхода из бухты Павловского, но не выходят далеко за ее пределы. В заливе Стрелок на удалении 300—500 м от входа в бухту Павловского их концентрации становятся сопоставимыми с фоном [35].

Радиоактивное загрязнение внешней среды происходит наиболее радиоэкологически опасными долгоживущими радионуклидами ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{60}Co .

Наибольшее количество техногенных радионуклидов до настоящего времени сосредоточено в донных отложениях и вблизи аварийных АПЛ достигает 86 ПДК (в соответствии с [118] ПДК в песках пляжей и грунтах приливной зоны составляет для ^{137}Cs 2590 Бк/кг, для ^{60}Co — 370 Бк/кг). В морской воде, фауне и флоре содержание этих радионуклидов не превышает ПДК (в морской воде ПДК составляет для ^{137}Cs 2220 Бк/м³, для ^{90}Sr — 740 Бк/м³ и для ^{60}Co — 3700 Бк/м³).

Анализ радиоэкологической обстановки в бухте Павловского позволяет сделать следующее заключение:

- обстановка на технической территории и акватории является нормальной за исключением места захоронения ТРО АПЛ, мест аварии и отстоя АПЛ;
- основными источниками постоянного загрязнения морской среды являются аварийные АПЛ;
- интенсивного выноса ^{137}Cs и ^{60}Co за пределы бухты не наблюдается.

Первоочередными мероприятиями по нормализации радиоэкологической обстановки на технической территории являются:

- перезахоронение ТРО из временного хранилища в стационарное на БТБ в бухте Сысоева;
- ремонт спецканализации лабораторно-технического корпуса и емкости для хранения ЖРО;
- утилизация АПЛ;
- реабилитация открытого источника радиоактивного загрязнения, находящегося на дне в районе отстоя АПЛ.

Бухта Северная. АПЛ первого поколения стали базироваться в бухте Северная в 1983 г. С 1989 г. они выведены в отстой, а в 1996 г. переведены в бухту

Павловского для последующей передачи на утилизацию. За этот небольшой промежуток времени пункт базирования и прилегающий к нему поселок практически не были загрязнены техногенными радионуклидами, что подтверждается результатами расширенных исследований 1994—1996 гг.

В 1996 г. на технической территории МЭД была определена в 400 контрольных точках, на территории поселка Ракушка — в 200 точках, а на акватории бухты Северная было проведено 580 измерений, отобраена и проанализирована 31 проба различных объектов внешней среды.

Исследования показали, что альфа-бета-гамма-излучение на технической территории и территории поселка Ракушка обусловлено природными радионуклидами U-Th семейств и ^{40}K . Загрязнения искусственными радионуклидами не обнаружено. МЭД изменяется в пределах 10—22 мкР/ч, что обусловлено различным содержанием природных радионуклидов в почве и горных породах [149]. Максимальные значения МЭД — 0,2—0,6 мкЗв/ч (25 и 65 мкР/ч) — отмечены на специальной площадке для хранения ТРО и плавучей емкости ПЕк-50, предназначенной для хранения ЖРО, причем согласно действовавшим в то время [96] и нынешним [97] нормам они не превышали допустимых пределов для населения.

Вдоль пирсов отмечено незначительное загрязнение донных отложений ^{60}Co (на 0,02—0,06 мкЗв/ч выше фона). Максимальные уровни достигали 0,4 и 0,7 мкЗв/ч (45 и 69 мкР/ч) у оконечности пирсов (рис. 3.3) [132].

Аномалии имели размеры 1—3 м. Концентрация ^{60}Co в грунтах изменялась от 5 до 300 Бк/кг, что в среднем составляло 1—5% содержания ^{40}K , а в максимумах — 30—40% и не превышала ПДК. В объектах внешней среды (почве, траве, водорослях, рыбе, бентосе) ^{137}Cs и ^{60}Co с концентрациями выше 1—3 Бк/кг (порог чувствительности метода анализа) не обнаружено. Гамма-поле на 2 м от грунта на всей акватории пункта отстоя соответствовало фону — 0,01—0,02 мкЗв/ч (1—2 мкР/ч).

Сравнительный анализ результатов исследований 1994 и 1996 гг. позволил сделать вывод, что ухудшения радиоэкологической обстановки в бухте Северная залива Владимира в результате эксплуатации и отстоя АПЛ не происходило. В объектах внешней среды не обнаружено искусственных радионуклидов в концентрациях, превышающих допустимые нормы, не наблюдалось выноса ^{60}Co из донных отложений за пределы пункта отстоя. С учетом радиоактивного распада ^{60}Co ($T_{1/2} = 5,3$ года) МЭД в области наибольших значений в настоящее время не превышает 0,15 мкЗв/ч, что сопоставимо с фоном.

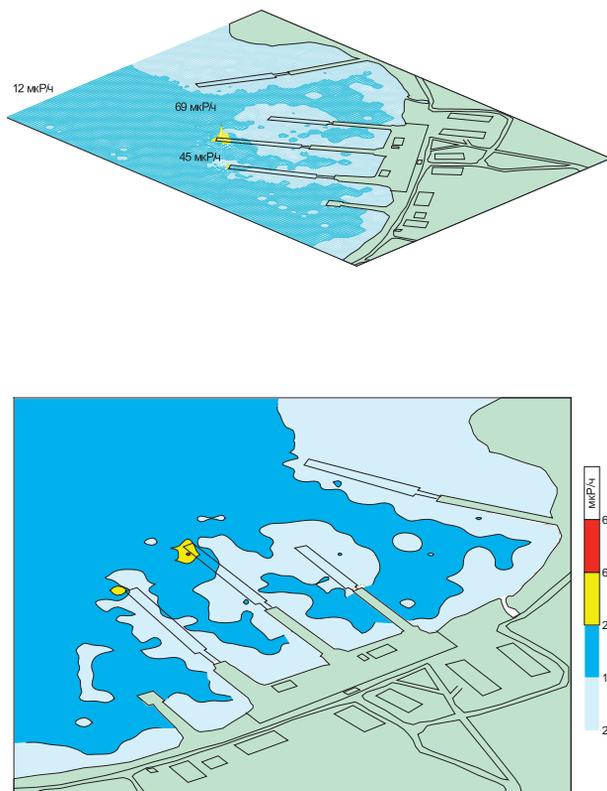


Рис. 3.3. Состояние гамма-поля донных отложений в бухте Северная

Это позволило сделать следующее заключение:

- радиоэкологическая обстановка в пункте отстоя является нормальной;
- загрязнения фауны и флоры техногенными радионуклидами выше допустимых норм и фоновых значений не обнаружено;
- содержание ^{60}Co на локальных участках загрязнения донных отложений в бухте Северная не превышает допустимых норм;
- альфа-бета-гамма-загрязнения прилегающих территорий и поселке Ракушка искусственными радионуклидами не обнаружено; вариации гамма-поля в пределах 10—22 мР/ч обусловлены различным содержанием природных радионуклидов в почве и горных породах, что характерно для данного района Приморского края.

3.1.2. Радиозэкологическая обстановка в местах утилизации АПЛ и хранения трехотсечных блоков

ФГУП «ДВЗ “Звезда”». В течение 1964—1975 гг. основным видом радиационно-опасных работ на ДВЗ «Звезда» являлся ремонт оборудования ЯЭУ АПЛ первого поколения. С 1976 г. к ним добавились выгрузка отработавшего ядерного топлива и восстановление энергоресурса реакторов. В начале 80-х годов на заводе стали ремонтироваться АПЛ второго поколения, а в конце 80-х — третьего поколения. В 1991 г. завод приступил к утилизации АПЛ, выводимых из боевого состава флота. После введения в 1993 г. моратория на сброс радиоактивных отходов в моря и океаны без должного обеспечения их хранения и переработки в береговых условиях на ДВЗ «Звезда» стали накапливаться ЖРО и ТРО. Радиоактивные отходы хранились на специальных судах и отведенных для этих целей площадках. В настоящее время этой проблемы не существует.

Однако в течение прошедших лет соответствующие факты вызывали беспокойство населения. Для получения объективной оценки радиозэкологической обстановки на территории г. Большой Камень, поселка Андреево и прилегающей к ДВЗ «Звезда» части поселка Чайкино специалисты ТОФ, санэпиднадзора и представители общественности Большого Камня в 1997 г. провели расширенное комплексное радиозэкологическое обследование, охватившее завод и населенные пункты.

МЭД определялась в 4230 контрольных точках (в жилых массивах измерения проводились по сетке 5—10 м, на окраинах населенных пунктов — через 30—50 м). В каждой точке МЭД измерялась на высоте 0,1 и 1 м от поверхности почвы, тротуаров и дорожных покрытий. В первую очередь она определялась в местах общественного пользования и постоянного пребывания населения. Отобрана 71 проба различных объектов внешней среды и проведен гамма-спектрометрический анализ.

Исследования показали, что альфа-бета-гамма-излучение на территории Большого Камня, поселка Андреево и южной части поселка Чайкино определяется природными радионуклидами U-Th семейств, ^{40}K , продуктами глобальных выпадений и искусственными радионуклидами, поступающими в атмосферу в результате производственной деятельности ДВЗ «Звезда» (^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{60}Co). В обследованных районах содержание природных радионуклидов в почве, песке и горных породах находится в широких пределах, что приводит к изменению гамма-поля в диапазоне 0,06—0,19 мкЗв/ч (6—19 мкР/ч) и плотности бета-частиц в диапазоне 3—7 расп./мин·см², альфа-частиц — менее 1 расп./мин·см² (такие показатели характерны для фона юга Приморского края [149]).

Наименьшие значения МЭД наблюдаются на побережье, в заболоченных местах, лесных массивах и составляют 0,06—01 мкЗв/ч (6—10 мкР/ч), наибольшие — на проезжих частях дорог, в местах отсыпки гравия, расположения бетонных конструкций, золоотвалов, а также выхода отдельных видов горных пород и составляют 0,15—0,19 мкЗв/ч (15—19 мкР/ч). Среднее значение МЭД — 0,12—0,13 мкЗв/ч (12—13 мкР/ч). Плотность альфа-бета-частиц на всей территории административного центра и прилегающих районов не превышает фоновых значений, также как и концентрации искусственных радионуклидов в объектах внешней среды.

В то же время следует отметить, что в результате 30-летней производственной деятельности ДВЗ «Звезда» выброс радиоактивных аэрозолей в атмосферу в среднем в два-три раза повысил содержание ^{137}Cs в почве в районах, прилегающих к заводу по сравнению с удаленными от него на расстояние более 2—3 км районами [123, 132]). Однако такое увеличение не выходит за пределы вариации фоновых концентрации ^{137}Cs в атмосфере и почве, присущих континентальным районам Дальнего Востока и в соответствии с [97, 118] не превышает 0,010—0,005 ПДК. Вследствие этого на территории Большого Камня не наблюдается изменений естественного состояния гамма-поля, остающихся на уровне природного фона.

Оценка уровней гамма-поля донных отложений за пределами бухты Большой Камень также не выявила значимых отклонений, выходящих за пределы фоновых значений. Радиэкологическая обстановка в районе пляжей, расположенных в бухте Андреева и у пионерского лагеря «Маяк», также определяется излучением природных радионуклидов и продуктами глобальных выпадений.

Вынос реками Артемовка, Шкотовка, Суходол и Петровка почвы, смываемой атмосферными осадками с поверхности континента, содержащей продукты глобальных выпадений, создает в верховье Уссурийского залива в донных отложениях повышенное содержание ^{137}Cs по сравнению с открытыми районами залива Петра Великого [35, 43]. Это характерно для всех внутренних заливов — Амурского, Уссурийского и Находки. При этом в Уссурийском заливе нижняя граница на уровне 2 Бк/кг находится напротив бухты Большой Камень. В верхней же части залива концентрация ^{137}Cs в два-три раза выше; явление не связано с производственной деятельностью ДВЗ «Звезда», а определяется особенностями выноса реками продуктов глобальных выпадений в верховья заливов юге Приморского края.

При этом следует отметить, что производственная деятельность ДВЗ «Звезда» оставила последствия в виде повышенного в 1,5—2 раза содержания искусственных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде на выходе из бухты Большой Камень по сравнению с открытой (фоновой) частью

из бухты Большой Камень по сравнению с открытой (фоновой) частью Уссурийского залива, в которой их концентрация в настоящее время находится в пределах 2—4 Бк/м³ [43, 135, 183]. Однако на расстоянии 1—2 км от входа в бухту содержание искусственных радионуклидов в морской воде становится соизмеримо с фоном.

Повышенное содержание искусственных радионуклидов в морской воде на выходе из бухты Большой Камень не оказывает радиационно-опасного воздействия на окружающую среду и жизнеобеспечение населения, так как в соответствии с [97] не превышает 0,01 ПДК (отобрано 18 проб различных объектов внешней среды — гребешки, морские звезды, водоросли, рыба, и содержание в них ¹³⁷Cs и ⁶⁰Co не превышало 2—3 Бк/кг, т. е. 0,01—0,005 ПДК в соответствии с [97]).

Комплексные исследования позволили прийти к заключению:

- радиозоологическая обстановка на территории Большого Камня и прилегающих морских акваториях является нормальной и не выходит за пределы фонового (естественного) состояния окружающей среды;
- производственная деятельность ДВЗ «Звезда» не оказала значимого влияния на радиозоологическую обстановку на прилегающих к нему территориях и морских акваториях.

В то же время было бы необоснованно утверждать, что деятельность ДВЗ «Звезда» практически не оказала никакого влияния на радиозоологическую обстановку на технической территории и акватории бухты Большой Камень. На территории завода концентрации ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ⁶⁰Co в почве в местах разделки АПЛ постоянно в три-пять раз выше фона, однако по сравнению с содержанием ⁴⁰K это превышение составляет не более 10%. Соответственно данное содержание техногенных радионуклидов не влияет на изменение гамма-поля, которое практически на всей территории завода остается фоновым (**рис. 3.4**) [132].

Существующие источники излучения связаны со специальными площадками временного хранения ТРО. В зависимости от количества накопленных ТРО и их активности МЭД меняется в широком диапазоне от 0,6 мкЗв/ч до значений, приведенных на **рис. 3.1**. МЭД обусловлена в основном прямым гамма-излучением, а не радиоактивным загрязнением окружающей среды.

Радиоактивное загрязнение донных отложений бухты Большой Камень определяется иными источниками: длительной стоянкой аварийных судов АТО, выгрузкой ОЯТ из АПЛ на плаву и пр. (**рис. 3.5** [43]). Нижний левый участок радиоактивного загрязнения дна (пирс) и верхний (стенка) были связаны с выгрузкой ОЯТ из АПЛ на плаву, а также со стоянкой аварийных судов АТО с ЖРО (центральная и верхняя области загрязнения).

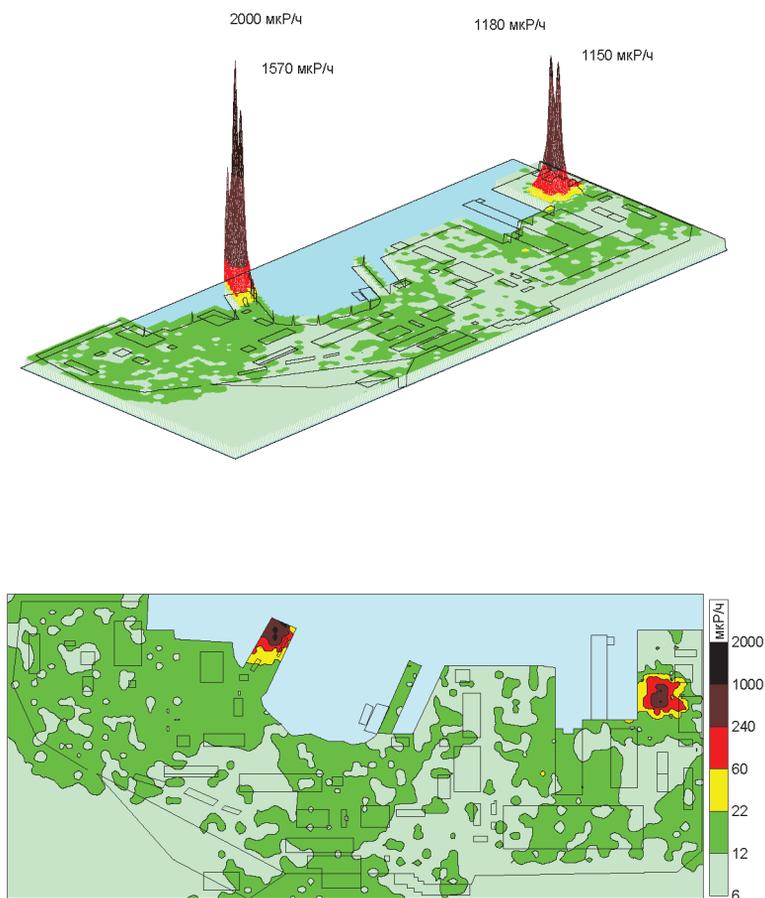


Рис. 3.4. Состояние гамма-поля на территории ДВЗ «Звезда»

С вводом в 2003 г. на ДВЗ «Звезда» берегового комплекса выгрузки ОЯТ из утилизируемых АПЛ можно считать, что этот фактор загрязнения морской среды техногенными радионуклидами утратил свое значение. Одновременно с акватории бухты Большой Камень удалены аварийные суда АТО, которые длительное время были хотя и незначительными, но источниками радиоактивного загрязнения [149].

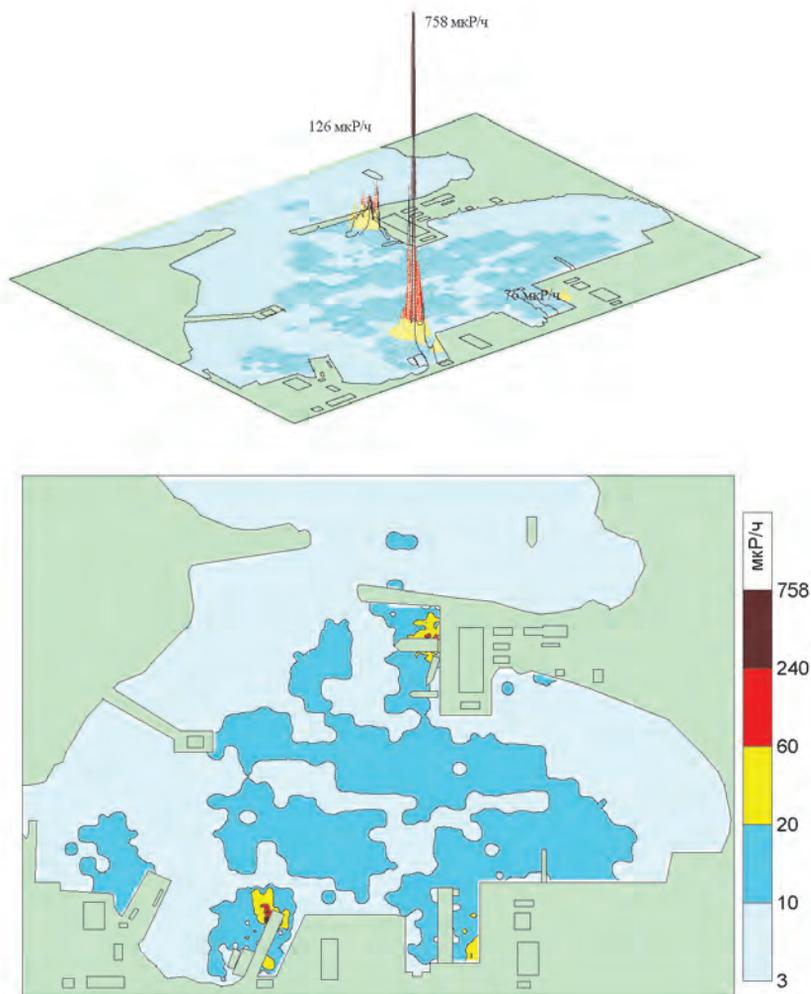


Рис. 3.5. Состояние гамма-поля донных отложений в бухте Большой Камень на ФГУП ДВЗ «Звезда»

Снижение содержания техногенных радионуклидов в морской воде на акватории бухты Большой Камень и незначительное их количество в водорослях, а также бентосе (0,1—0,01 ПДК) свидетельствуют о естественном самоочищении акватории [149, 132]. При этом наиболее благоприятным для окружающей среды стал период утилизации АПЛ (с 1990 г.),

в результате которого активность радионуклидов в морской воде снизилась в 3—6 раз по сравнению с предшествующими годами, но еще остается в 1,5—2 раза выше местного радионуклидного фона.

Несмотря на то что утилизация АПЛ является более щадящим производственным режимом для окружающей среды, выбросы техногенных радионуклидов продолжают, что связано с несовершенством существующей технологии их разделки.

Ежемесячные гамма-съемки территории Большого Камня по спецпрограмме, согласованной с органами Госсанэпиднадзора, включают обязательное обследование всех детских учреждений, магазинов, дворцов культуры и спорта, дорог и городской свалки. Уровни гамма-излучения оставались неизменными и составляли 0,12—0,02 мкЗв/ч (12—20 мкР/ч) в течение всего периода функционирования ДВЗ «Звезда».

Анализ радиоэкологической обстановки на ДВЗ «Звезда» по результатам многолетних наблюдений позволяет прийти к следующему заключению:

- радиоэкологическая обстановка на ДВЗ «Звезда» является нормальной;
- в процессе утилизации АПЛ на территории завода происходит загрязнение окружающей среды техногенными радионуклидами с концентрациями, в 100 тыс. раз меньшими допустимых норм, что не влияет на изменение радиоэкологической обстановки и жизнедеятельность населения;
- в течение 40 лет эксплуатации завода уровни гамма-поля на технической территории и в прилегающих населенных пунктах изменяются от 0,05 до 0,2 мкЗв/ч и на 99% обусловлены излучением природных радионуклидов;
- морская вода, донные отложения, водоросли и бентос на акватории бухты Большой Камень частично загрязнены техногенными радионуклидами, концентрация которых в несколько раз превышает их фоновое содержание на прилегающих акваториях, но не выходит за пределы 0,01 ПДК и не влияет на их жизнедеятельность, а также здоровье населения;
- переход производственной деятельности ДВЗ «Звезда» на утилизацию АПЛ обеспечил восстановление радиоэкологической обстановки в бухте Большой Камень естественными факторами.

ФГУП «30 СРЗ» МО РФ. Почти за 20 лет эксплуатации судоремонтного завода до 1985 г. в бухте Чажма удельная активность техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды незначительно превышала фон. В донных отложениях их содержание было выше фона в среднем в 1,7 раза, в морской воде — в 1,4 раза, в водорослях — в 1,2 раза, а в бентосе оставалось на уровне естественного состояния. За пределами

заводской акватории искусственная радиоактивность определялась только глобальными выпадениями. Радиоактивное загрязнение территории завода отсутствовало.

С 1985 г. по настоящее время радиозокологическая обстановка на ФГУП «30 СРЗ» полностью определяется последствиями аварии ЯЭУ АПЛ. Массовой утилизацией АПЛ завод практически не занимался. В 2004 г. утилизирована первая АПЛ. Разделка лодки происходила в плавучем доке на фоне последствий радиоактивного загрязнения донных отложений и морской воды, которые возникли в результате аварии 1985 г. и значительно превышают радиозокологические последствия утилизации АПЛ на ДВЗ «Звезда».

Анализ радиоактивного загрязнения окружающей среды через 20 лет после аварии важен тем, что может быть использован в качестве напоминания о необходимости повышения ответственности при обращении с ОЯТ, так как до настоящего времени вероятность возникновения самопроизвольной цепной реакции не доведена до нуля, а снижена с 10^{-5} до примерно 10^{-8} событий в год, а также для рассмотрения вопросов, связанных с реабилитацией территорий и морских акваторий.

Следует напомнить, что за более чем 40 лет эксплуатации АПЛ произошла лишь одна авария ЯЭУ, сопровождавшаяся открытым выбросом ядерного топлива, продуктов его деления и активации в окружающую среду. Основные результаты ее последствий были обобщены в публикациях [127, 128], послужили в качестве исходных материалов для разделов «Белой книги-93» [142] и отчета Российского Зеленого креста [68], использованы в препринте [21] и монографиях [135, 62], приведены в [134] и систематизированы в [132]. Начальная стадия развития аварии с точки зрения наблюдателя довольно полно представлена в [144].

Сравнительный анализ данных, характеризующих состояние радиозокологической обстановки до аварии и после нее показал, что концентрация техногенных радионуклидов в эпицентре в бентосе (морских звездах, мидиях, гребешках, крабах) за прошедшие годы понизились в 15—20 раз, но осталась в 1,5—2 раза выше, чем в 1984 г. В донных отложениях также значительно уменьшилось количество ^{137}Cs и ^{60}Co , однако до настоящего времени содержание ^{60}Co остается высоким и в отдельных местах достигает 70—90 кБк/кг. В то же время концентрация этих радионуклидов в поверхностном слое морской воды уже через несколько месяцев после аварии стала соответствовать фону (незначительное увеличение содержания ^{137}Cs в 1987—1988 гг. было обусловлено производственной деятельностью завода и не связано с аварией 1985 г.) (рис. 3.6) [21, 132].

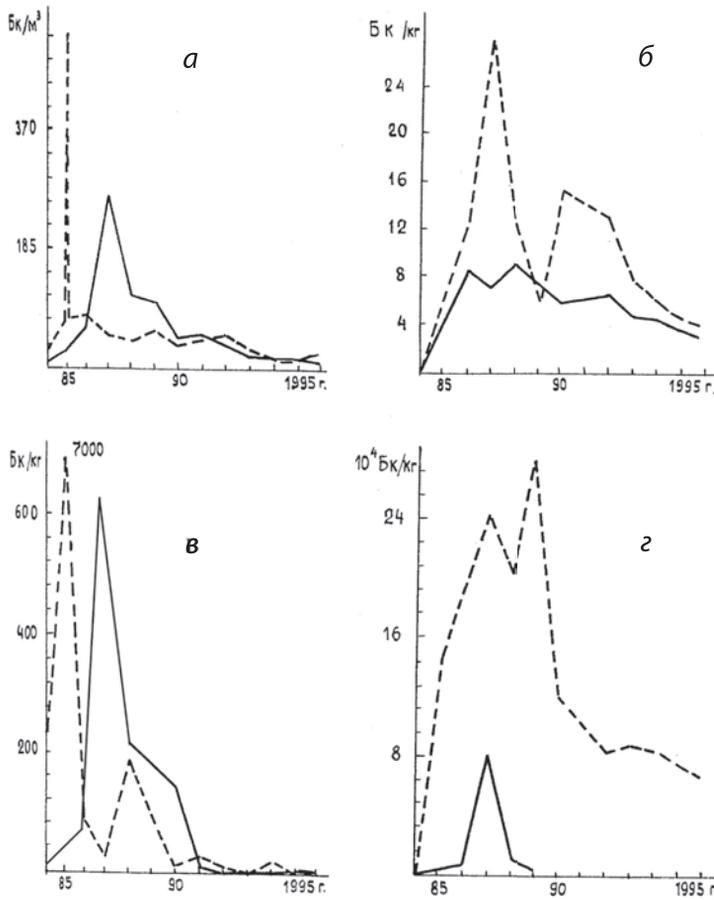


Рис. 3.6. Изменение концентрации ^{137}Cs (сплошная линия) и ^{60}Co (пунктир) в эпицентре аварии: а — в морской воде; б — в бентосе; в — в водорослях; г — в донных отложениях

Исследования показали, что процесс заиливания сопровождается практически все виды перемещений техногенных радионуклидов в придонном слое морской воды во внутренних заливах и бухтах северо-западной части Японского моря. В результате этого техногенные радионуклиды фиксируются грунтом вблизи источника загрязнения, а в бухте Чажма в зависимости от места положения находятся в слоях 0—3, 5—7, 10—20 и 15—35 см, а иногда на глубинах 40—60 см [123, 149, 43, 133].

Поскольку бухта Чажма — проточный водоем, скорость течений в ней достаточна для размывания не менее 50% поверхностного слоя донных отложений [21]. Кроме того, впадающая в нее речка Южанка выносит на акваторию большое количество ила. Однако, несмотря на общий характер заиливания в местах выхода скальных пород, техногенные радионуклиды до настоящего времени продолжают оставаться на поверхности грунта. Помимо этого интенсивное судоходство приводит и размыванию заиленных участков и поступлению ^{60}Co в воду. В результате границы эпицентра аварии непрерывно меняются, не позволяя выделить устойчивую закономерность в их формировании.

Необходимо также отметить, что малоразмерные фрагменты разрушенной активной зоны реактора (измеряемые сантиметрами и менее), которые не извлекались из морской воды при дезактивации завода, находятся в настоящее время под слоем ила, формируя точечные (единицы-десятки сантиметров) источники гамма-излучения с МЭД 0,2—640 мГр/ч (0,02—6,4 Р/ч) (рис. 3.7) [66].

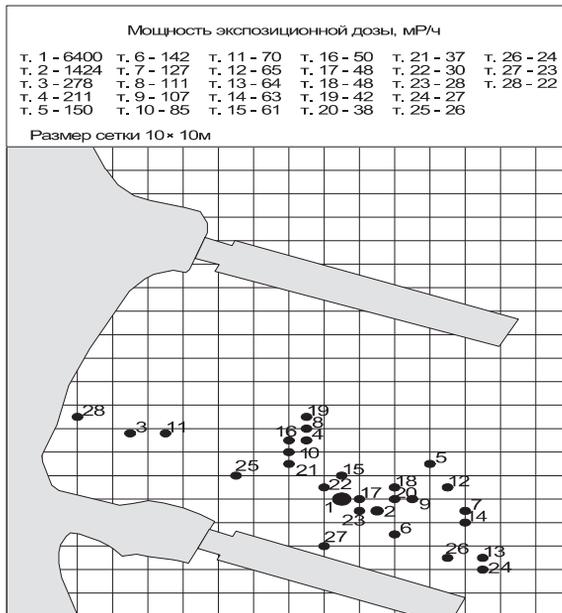


Рис. 3.7. Расположение малоразмерных фрагментов разрушенной активной зоны реактора и топливной композиции в эпицентре аварии на акватории бухты Чажма и создаваемые ими МЭД на поверхности дна

Соответственно в этих местах обнаруживаются микрочастицы урана с удельной активностью 4—6 кБк/кг [149, 133]. Кроме того, под воздействием придонных течений в эпицентре аварии в придонном слое морской воды (2 м от грунта) постоянно присутствует «облако» из взвешенных частиц с повышенным содержанием ^{60}Co (рис. 3.8) [66].



Рис. 3.8. Состояние гамма-поля придонного слоя морской воды в эпицентре аварии ЯЭУ АПЛ в бухте Чажма (2 м над грунтом)

Наибольшее содержание этого радионуклида (до 200 Бк/м^3) отмечается в эпицентре в придонном слое. На промежуточных горизонтах и поверхности бухты его концентрация незначительна и составляет $20\text{—}30$ и $4\text{—}6 \text{ Бк/м}^3$ соответственно (содержание ^{137}Cs на всех горизонтах находится в пределах $4\text{—}6 \text{ Бк/м}^3$, что характерно для фона). Около 60% ^{60}Co сосредоточено на взвесах, остальная часть находится в ионной форме (^{137}Cs более чем на 95% находится в виде ионов). На удалении $500\text{—}1000 \text{ м}$ от места аварии содержание ^{60}Co в воде в придонном слое не превышает $7\text{—}9 \text{ Бк/м}^3$, а на поверхности — 4 Бк/м^3 .

За пределами эпицентра аварии гамма-поле оказалось гораздо устойчивее, что позволило на основании результатов многолетних натуральных исследований восстановить его состояние на момент аварии и сделать прогноз до 2015 г. [21].

Результаты натуральных исследований (рис. 3.9) и прогноз свидетельствуют, что область недопустимого радиоактивного загрязнения донных отложений (МЭД более $0,6 \text{ мкГр/ч}$) уже с конца 90-х годов не выходит

за административные границы судоремонтного завода, а с 2010 г. по уровню верхней границы вариаций фона (0,2 мкГр/ч) полностью окажется на его акватории.

В течение всех лет после аварии существовали две точки зрения на проблему реабилитации бухты Чажма: поднять радиоактивные вещества и перезахоронить в береговых хранилищах — либо оставить на естественную дезактивацию (способствовать процессу заиливания: оградить часть акватории, завалить эпицентр глиной и горными породами).

До настоящего времени преобладает вторая точка зрения, так как реализация первого подхода — дорогостоящая процедура. В то же время имеющиеся данные показывают, что последствия радиоактивного загрязнения морской среды не оказывают значимого влияния на фауну, флору и человека.

При этом необходимо понимать, что фрагменты ядерного топлива, находящиеся в открытом виде на акватории бухты Чажма, не опасны до тех пор, пока они покрыты илом. Не исключено, что при определенных гидрологических условиях (в результате размыва) они окажутся на поверхности, и опасность уже будет представлять сочетательный фактор — радиационный и химический. Этот вопрос требует дальнейших исследований.

В заключение можно сделать вывод, что радиоэкологическая обстановка на акватории бухты Чажма в течение последних 20 лет характеризуется как нарушенная и будет оставаться таковой еще несколько десятилетий (без дезактивации). Источник радиоактивного загрязнения относится к наиболее опасному открытому типу и требует постоянного контроля.

Радиоактивное загрязнение на территории завода в местах пребывания персонала не превышает допустимых уровней, однако на отдельных труднодоступных участках имеет значения выше допустимых норм и требует дальнейшей дезактивации.

Многолетние наблюдения за состоянием берегового радиоактивного следа показали, что его размеры и МЭД уменьшаются в результате радиоактивного распада ^{69}Co ($T_{1/2} = 5,3$ года). В настоящее время основное загрязнение лесного массива сосредоточено на начальном участке следа, имеет пятнистый характер и по уровню излучения более 0,6 мкЗв/ч (60 мкР/ч) занимает пространство длиной до 1000 м и шириной на отдельных участках от 50 до 200 м. Несмотря на открытый характер расположения источника излучения, расширение его пространственных размеров не наблюдается в связи с тем, что ^{69}Co прочно связан с поверхностным слоем почвы, однако все это требует постоянного контроля.

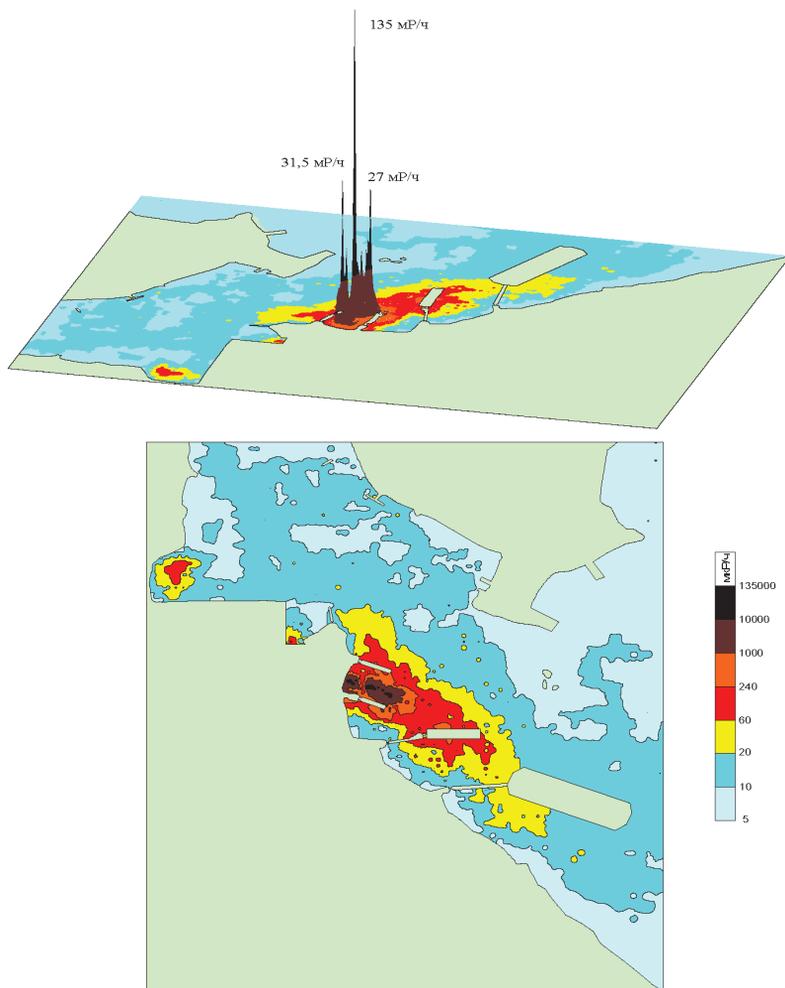


Рис. 3.9. Состояние гамма-поля донных отложений на акватории бухта Чажма в 2001 г.

Радиоэкологическая обстановка на территории завода характеризуется как нарушенная. Реабилитация инженерно-техническими средствами в связи с отсутствием необходимого финансирования, кроме частично донных отложений в озере-котловане в 2002 г., не проводилась. Дезактивация происходит естественным путем.

Пункт временного хранения трехотсечных реакторных блоков в бухте Разбойник был образован на противоположной от эпицентра аварии ЯЭУ АПЛ стороне бухты Чажма в середине 1992 г. В нем длительное время хранились РБ и выведенные в отстой АПЛ, а с 2002 г. по настоящее время — только РБ.

Расширенные исследования радиэкологической обстановки в ПВХ и прилегающей акватории начались в первый год после его образования и продолжались в течение почти десяти лет (картограммы донных отложений строились по результатам 200—300 измерений МЭД). Исследования показали, что обстановка не ухудшилась, а, напротив, нормализовалась и стала сопоставимой с фоном (**рис. 3.10**) [149, 132].

Если в первые годы уровни МЭД в донных отложениях до 0,6 мкЗв/ч (МЭД более 20 мкР/ч определяется последствиями аварии ЯЭУ АПЛ в бухте Чажма в 1985 г.) наблюдались непосредственно на границе ПДХ, а отдельные малоразмерные радиоактивные аномалии — и на его акватории, то с 1998 г. этот участок бухты очистился естественным путем. В результате МЭД под РБ и АПЛ снизилась с 0,1—0,2 мкЗв/ч (10—20 мкР/ч) до 0,04—0,1 мкЗв/ч (4—10 мкР/ч).

Исследования на территории ПДХ показали, что альфа-бета-гамма-излучение обусловлено природными радионуклидами U-Th семейств и ^{40}K . Загрязнений искусственными радионуклидами выше фоновых значений не обнаружено. Мощность экспозиционной дозы на территории ПДХ изменяется в пределах от 0,1—0,2 мкЗв/ч (10—18 мкР/ч). Прямое гамма-излучение от трехотсечных блоков не влияет на состояние радиационной обстановки на берегу. МЭД вдоль береговой стенки также имеет значения 0,1—0,2 мкЗв/ч (9—20 мкР/ч).

Содержание техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды сохраняется на уровне фона за исключением ^{60}Co в донных отложениях, появление которого связано с аварией АПЛ в бухте Чажма (табл. 3.1) [132].

Анализ результатов многолетних наблюдений позволяет прийти к следующему заключению:

- радиэкологическая обстановка на территории и акватории ПВХ РБ в бухте Разбойник нормальная;
- альфа-бета-гамма-загрязнение территории искусственными радионуклидами не обнаружено; уровни гамма-поля изменяются в пределах 0,1—0,2 мкЗв/ч (10—18 мкР/ч) и обусловлены излучением природных радионуклидов;

- донные отложения загрязнены радионуклидом ^{60}Co , образовавшимся в результате аварии ЯЭУ АПЛ в бухте Чажма, содержание которого под РБ не превышает допустимых норм;
- загрязнения техногенными радионуклидами морской воды, рыбы, креветок и водорослей выше фоновых значений, характерных для акваторий бухты Чажма, не обнаружено.

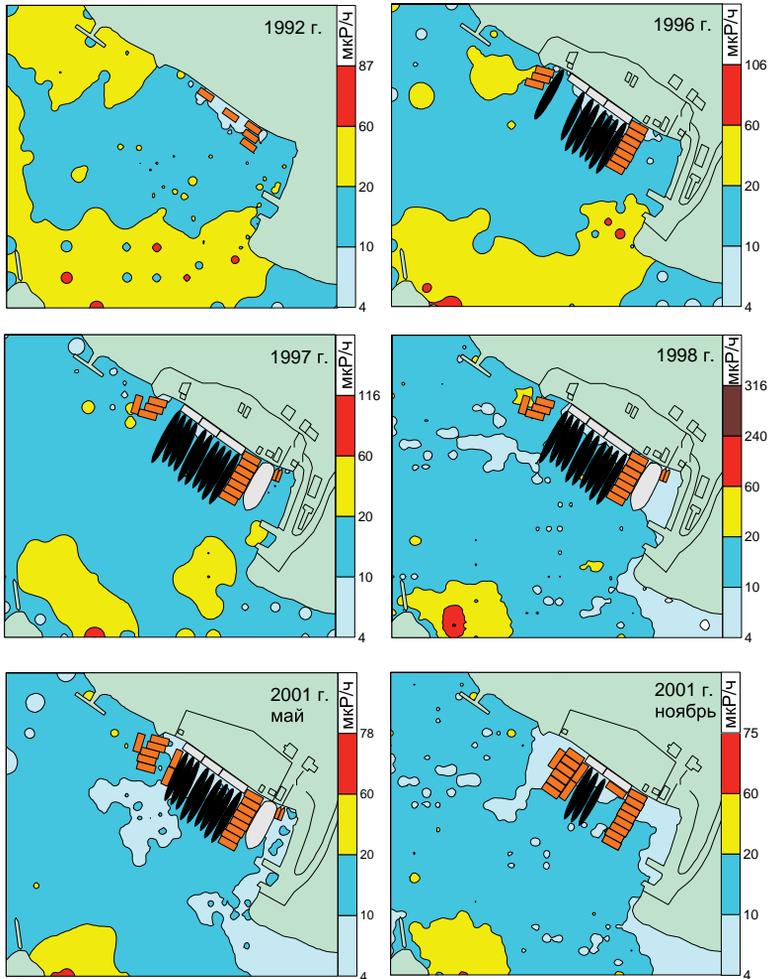


Рис. 3.10. Состояние гамма-поля донных отложений в РВХ в бухте Разбойник в различные годы

Таблица 3.1. Содержание природных и техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды в пункте временного хранения реакторных блоков в бухте Разбойник

Объекты внешней среды	Радионуклид		
	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co
Морская вода, Бк/л:			
поверхностный слой	9,5±1,0	0,005±0,0001	НД
придонный слой	9,6±1,0	0,005±0,0001	НД
Водоросли, Бк/кг	147±50	НД	260±70 *
Рыба, Бк/кг	137±40	НД	НД
Креветки, Бк/кг	63±20	НД	НД
Гребешки, Бк/кг	81±20	НД	НД
Морские звезды, Бк/кг	63±20	НД	НД
Донные отложения, Бк/кг	407±80	12±4	75±20 *
ПДК, Бк/кг	—	0,005	0,2 *

* Последствия аварии ЯЭУ АПЛ В 1985 г. в бухте Чахма.

Примечание. ПДК приведены в соответствии с [80, 97]; НД — ниже порога детектирования 5 Бк/кг.

3.1.3. Радиозэкологическая обстановка на береговой технической базе в бухте Сысоева (Филиал № 1 ФГУП «ДальРАО»)

В соответствии с нормативными документами радиационная обстановка на большей части территории БТБ оценивается как нормальная. Однако на ее технической территории обстановка неблагоприятна, а на отдельных участках опасна. Причина состоит в том, что с 1985 г. в связи с ухудшением состояния зданий, сооружений и хранилищ радиоактивные вещества (в основном ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ⁶⁰Co) стали поступать в окружающую среду [59]:

- В 1985 г. обнаружено снижение уровня высокоактивной воды в правой ванне бассейна выдержки ОТВС. Обнаружена течь ЖРО в грунт. По экспертной оценке во внешнюю среду поступило около $1,5 \cdot 10^{12}$ Бк (41 Ки) радиоактивных веществ.
- В 1985—1986 гг. произошло вымывание радиоактивных веществ из траншейных хранилищ. Площадь загрязнения составила до 1000 м², МЭД — до 100 мкЗв/ч (10 мР/ч), что превышает допустимые значения для санитарно-защитной зоны в 40 раз.
- В 1986 г. был обнаружен выход загрязненной радионуклидами воды из отсечного дренажа сооружения (хранилища высокоактивных ТРО).

Общая площадь загрязнения грунта по откосу за сооружением до уреза воды составила до 500 м², максимальная МЭД в отдельных точках достигала 150 мкЗв/ч (15 мР/ч).

- В 1985 г. произошло загрязнение дна бухты Сысоева и прибрежной полосы в районе стационарного технического пирса в результате дезактивации плавмастерской ПМ-133, плавкрана и буксира-спасателя, которые попали под радиационный выброс в результате аварии ЯЭУ АПЛ в бухте Чажма в 1985 г. Площадь загрязнения дна составила 500—600 м², побережья — до 200 м². МЭД на побережье доходила до 50 мкЗв/ч (5 мР/ч).
- В 1987 г. произошло загрязнение радиоактивными веществами территории оврага между сооружением и пирсом. Площадь загрязнения составила до 100 м², МЭД повысилась до 900 мкЗв/ч (90 мР/ч), а активность сточной воды достигла 22 000 Бк/л. Вероятная причина — нарушение герметичности емкостей вследствие их длительной эксплуатации.
- В 1990 г. был обнаружен выход загрязненной радионуклидами воды на склоне, ведущем к побережью пролива Аскольд. МЭД повысилась до 18 мкЗв/ч (1,8 мР/ч), площадь составила 70 м². Источник загрязнения не был установлен.

В 1998—1999 гг. на территории БТБ были проведены работы по нормализации радиоэкологической обстановки. Снята обваловка хранилища высокоактивных ТРО, проведена ревизия отсеков, откачано 560 м³ ЖРО, проведено экранирование отсеков, содержащих наиболее высокоактивные ТРО, оборудована защитно-охранная полоса от откоса до уреза воды шириной 20 м. В 2000 г. закончены работы по строительству верхнего бетонного покрытия для комплексов сооружений хранения ТРО, а также хранилища «саркофага» для сборки от аварийной АПЛ. Оборудованы общие для всего комплекса отводные дренажи для грунтовых вод.

В 2000 г. также проведены работы по предотвращению дальнейшего радиоактивного загрязнения территории и акватории БТБ из траншейных хранилищ, емкостей ЖРО и других сооружений. Новых источников поступления радионуклидов в окружающую среду не выявлено.

На момент окончательной передачи БТБ от ВМФ в ведение ФГУП «ДальРАО» (2001 г.) на ее технической территории имелись участки радиоактивного загрязнения почвы общей площадью до 38 000 м², которые требовали вмешательства. В 2002—2004 гг. выполнен определенный объем работ, направленных на улучшение и нормализацию радиационной обстановки на отдельных объектах БТБ, однако работа в этом направлении далеко не завершена (табл. 3.2).

3. Реальная радиационная обстановка на объектах хранения и утилизации АПЛ и реакторных блоков, а также обращения и хранения ОЯТ и РАО

Длительное загрязнение и высокие уровни радиоактивного на значительных территориях, а также неудовлетворительное техническое состояние отдельных сооружений, несмотря на постоянную реабилитацию загрязненных участков, приводят к дальнейшему распространению техногенных радионуклидов по территории БТБ, поступлению их в акваторию бухты Сысоева и западный проход залива Стрелок.

Таблица 3.2. Результаты нормализации радиационной обстановки на технической территории БТБ

№ п/п	Объект	Радиационная обстановка			
		2002 г.		2004 г.	
		P_{γ} , мкЗв/ч	N_{β} част./мин·см ²	P_{γ} , мкЗв/ч	N_{β} част./мин·см ²
1	Площадка	До 100	До 13000 част./ мин·см ²	0,25—0,65	До 100
2	Сооружение	До 80	До 330 част./ мин·см ²	0,2—1,0	< 10
3	Сооружение	До 200	До 8000 част./ мин·см ²	0,2—0,4	До 100
4	Сооружение	До 20	До 1000 част./ мин·см ²	0,2—0,3	До 100
5	ПРК	До 1	До 100 част./ мин·см ²	0,2—0,3	< 10
4	Сооружение	До 0,6	До 100 част./ мин·см ²	До 0,2	< 10
5	Загрязнение почвы за сооружением	До 15	До 5000 Бк/кг	0,2—0,4	< 10
6	Загрязнение почвы за сооружением	До 5	До 4000 Бк/кг	0,2	< 10
7	Участки вдоль дороги от ПРК к пирсу	До 3	До 1600 Бк/кг	0,2—0,3	Точечные загрязнения
8	Почва за сооружением	До 60	До 92500 Бк/кг	0,2	< 10

В настоящее время поступление радиоактивных веществ в бухте Сысоева определяются их выходом их хранилищ РАО с накоплением в расположенном между ними овраге и последующим стоком в бухту. Это один из традиционных путей ее загрязнения.

Интенсивное загрязнение восточного прохода залива Стрелок временно приостановлено в результате ремонта и нормализации обстановки в хранилищах ТРО, а также съема части загрязненной радиоактивными веществами почвы вдоль побережья и рекультивации местности, однако сам источник не ликвидирован — хранилища РАО остаются в опасной близости от обрывистого берега (50—100 м).

Постоянно действующим и развивающимся источником загрязнения береговой черты пролива Аскольд остается выход ранее потерянных радионуклидов (предположительно в 1985 г. из одного сооружения в почву и скальные породы поступило ЖРО общей активностью до 10^{12} Бк), который впервые был обнаружен в 1990 г. Контрольное бурение скважин на территории БТБ показало наличие техногенных радионуклидов

на глубине 3—10 м, однако эта работа до полного выяснения радиационной обстановки в горных пластах не завершена (рис. 3.11, табл.3.3).

Таблица 3.3. Содержание ^{133}Cs в грунтовой воде и почве на склоне оврага, прилегающего к проливу Аскольд

Грунтовая вода на выходе, Бк/м ³			Поверхность почвы, Бк/кг			
2000 г.	2001 г.	2002 г.	Точка	2002 г.	Точка	2002 г.
7 240	1 850	10 600	1	2675	13	41
10 650	4 660	2 240	2	995	14	70
8140	6 400	5 990	3	1728	15	385
31 600	800	6 750	4	1975	16	1502
39 600	4 070	13 400	5	203	17	1140
27 800	2 600	2 680	6	2780	17 *	281
26 600	8 880	16 030	7	3885	18	60
16 460	26 700	12 210	8	163	19	1170
14 950	31 500	3 080	9	13	19 *	4514
69 190	17 500	8 630	10	34110	20	418
11 470	13 600	8 550	11	5587	21	180
5 030	1 700	5 040	12	1820	—	—

* Глубина 10 см. Фоновое содержание ^{137}Cs в воде соответствует 3—5 Бк/м³, в почве — до 60 Бк/кг. В соответствии с [97, 118] ПДК по ^{137}Cs для пресной воды соответствует 11 000 Бк/м³, в почве — 2590 Бк/кг.

Примечание. Погрешность измерений — 30%. Концентрация ^{60}Co в воде не превышает порога метода обнаружения — 1000 Бк/м³ в почве — 10 Бк/кг.

Из данных, приведенных в табл. 3.3, следует, что в отдельные периоды года за пределы БТБ поступает грунтовая вода с загрязнением, в два-четыре раза превышающим допустимые нормы, что привело к загрязнению почвы и побережья ^{133}Cs в концентрациях, достигающих 2—13 ПДК.

В бухте Сысоева сохраняются последствия радиоактивного загрязнения морской среды, возникшие после дезактивации судов, которые попали в 1985 г. под радиоактивное облако, образовавшееся при аварии ЯЭУ АПЛ в бухте Чажма. Это привело к поступлению ^{60}Co в воду и осаждению его на дно у стационарного причала (МЭД в 1996 г. достигала 0,5 мЗв/ч). Кроме того, в результате обращения с ОЯТ и РАО, смыва атмосферными осадками радионуклидов с рабочей площадки и частичного поступления ЖРО в донных отложениях появился ^{137}Cs (МЭД — до 0,3 мЗв/ч). В результате образовался локальный участок радиоактивного загрязнения диаметром несколько десятков метров с повышенным содержанием этих радионуклидов (табл. 3.4) [167].

Таблица 3.4. Удельная активность искусственных и природных радионуклидов в объектах морской среды в бухте Сысоева, Бк/кг

Объект	^{60}Co	^{137}Cs	^{40}K
Грунт *	3200±150	5200±300	1000±100
Грунт *	28 400±600	400±70	800±100
Грунт *	6300±350	1000±100	1100±100
Грунт *	6500±350	400±70	1050±100
Перифитон	3±1	2±1	400±70
Водоросли:			
ламинария	< 1	< 1	1000±100
бурые	41±6	2±1	1000±100
Морские ежи:			
целые	50±7	9±3	100±20
икра	7±2	3±1	300±40
Звезды (Патирия)	< 1	2±1	200±30
Гребешки	< 1	< 1	200±30

* Скальные породы, в связи с чем гидробионты отобраны на удалении 10—20 м от источников радиоактивного загрязнения.

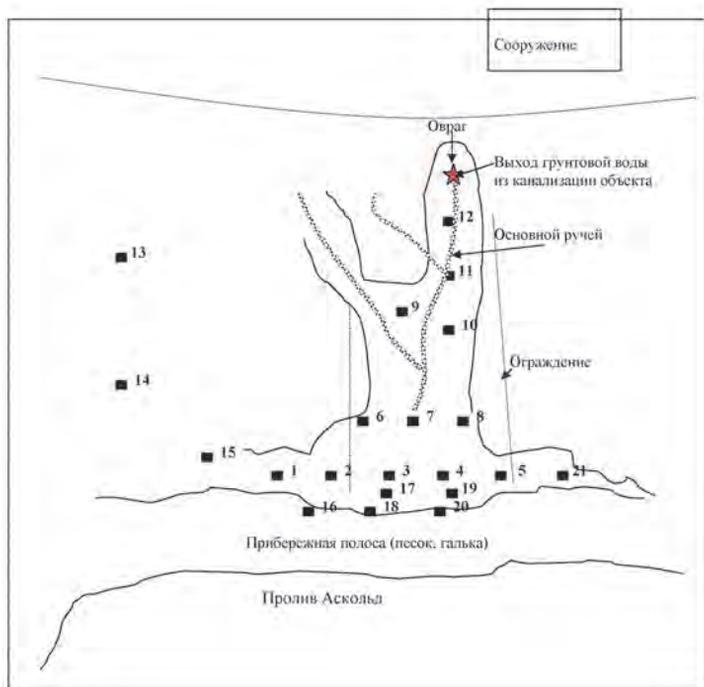


Рис. 3.11. Места отбора проб грунтовой воды и почвы за пределами технической территории БТБ

Из данных, приведенных в табл. 3.4, следует, что концентрации техногенных радионуклидов в гидробионтах, отобранных на расстоянии 10—20 м от источников, на два-три порядка меньше, чем в донных отложениях, а на удалении 100—300 м не превышают фон.

В заключение можно сделать вывод, что в целом радиоэкологическая обстановка на БТБ в бухте Сысоева нормальная за исключением части технической территории, где она является нарушенной и требует постоянных реабилитационных работ. Однако основным способом нормализации радиоэкологической обстановки остается приведение хранилищ РАО в надлежащее состояние, для чего необходим ряд комплексных инженерно-радиационных обследований зданий и сооружений. Кроме того, требуется детальное радиационное обследование технической территории БТБ включая определение характеристик существующих источников загрязнения и вторичных источников, находящихся в толще скальных пород и почве.

3.1.4. Радиоэкологическая обстановка в местах обращения с дефектным ОЯТ

Бухта Конюшкова. В предшествующих разделах настоящей монографии приведены результаты обширных исследований, отражающие изменения радиоэкологической обстановки на объектах утилизации АПЛ и ее обеспечения. Практически все они связаны с обращением с ОЯТ и РАО на территориях и акваториях этих объектов. В частности, на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» на акватории бухты Большой Камень сказались последствия выгрузки ОЯТ из АПЛ на плаву у глубоководного пирса и северного мола, а также при обращении с РАО, которое хранится на судах АТО. На **рис. 3.12** представлены последствия обращения с ОЯТ и РАО на ФГУП «СВРЦ».

Однако наибольшего внимания заслуживает анализ радиоэкологических последствий обращения с дефектным ОЯТ. Эта ситуация относится к максимально опасному виду деятельности при обращении с ОЯТ на море по воздействию на персонал, население и окружающую среду. Как будет показано ниже, в этих условиях проявления радиационного фактора оказываются на один-два порядка выше, чем при обращении с ОЯТ и РАО в повседневных условиях [46].

В Дальневосточном регионе до 2002 г. имелись две ПТБ с дефектным ОЯТ — ПМ-80 (ныне ТНТ-50, Приморский край) и ПМ-32 (ныне ТНТ-49, Камчатская область). В Северо-Западном регионе в аналогичном положении находится ПТБ «Лепсе». Самая неблагоприятная обстановка сложилась на ПМ-80, которая эксплуатировалась более 30 лет. Для ее разгрузки в 80-е годы специалисты флота предприняли первую попытку удалить дефектное ОЯТ, которая оказалась неудачной и привела к ухудшению

радиационной обстановки в помещении хранилища. Оценка радиационной обстановки в хранилищах отработавших тепловыделяющих сборок в 1999 г. на ПМ-80 и ПМ-32 перед проведением основных работ показала, что на обеих плавучих мастерских она выходила за пределы допустимых норм и классифицировалась как опасная, а на отдельных участках — как чрезвычайно опасная [140, 94]. Однако крайне тяжелое техническое состояние этих судов и критическое положение с ОЯТ диктовали необходимость их скорейшей выгрузки для предотвращения радиозоологической катастрофы на местах [32, 46, 132, 50, 33].

ОЯТ после извлечения с ПМ-80 по технологии перевозилось спецавто-транспортом из бухты Конюшкова на БТБ в бухте Сысоева, а на Камчатке перегружалось из ПМ-32 на действующую плавучую мастерскую ПМ-74 и отправлялось в Приморский край с последующей перегрузкой в хранилища ФГУП «ДальРАО» (бухта Сысоева).

Радиационный и радиозоологический мониторинг удаления дефектного ОЯТ включал оценку состояния источников радиоактивного загрязнения; прогноз обстановки на этапе подготовки к проведению работ и последующее уточнение в процессе их выполнения с учетом реального состояния источников и гидрометеорологических данных; непрерывные наблюдения за изменением радиационных полей в хранилищах ОТВС, поступлением радиоактивных веществ в воздушную среду хранилищ и за пределы судов включая приземный слой атмосферы, морскую акваторию и прилегающие территории. Велось наблюдение за изменением радиоактивности воздуха, почвы, речной, питьевой, морской воды, донных отложений, фауны и флоры, контролировалось состояние метеобстановки. На всех этапах проводилось картографирование гамма-поля территорий и морских акваторий до проведения работ, в процессе их выполнения и по окончании. Вносилась радиозоологическая корректировка в процесс удаления ОЯТ (был организован радиозоологически управляемый процесс выгрузки ОЯТ).

В Приморском крае радиозоологические исследования производились на ПМ-80 в бухте Конюшкова, на транспортной магистрали и прилегающей части поселка Дунай, на Камчатке — на ПМ-32 в бухте Сельдевая (внутренняя бухта бухты Крашенинникова), на территориях судоремонтного завода ФГУП «СВРЦ» МО РФ и прилегающем поселке Сельдевой.

Основная задача мониторинга состояла в сведении к минимуму необоснованного облучения персонала, населения и техногенного радиоактивного загрязнения окружающей среды на всех этапах процесса удаления ОЯТ, который включал: извлечение из ячеек ОТВС; загрузку ОТВС в чехлы и транспортные контейнеры; перевозку контейнеров на БТБ (отправку на борт другой ПМ) и перегрузку ОТВС в береговое хранилище.

Мониторинг объединял прогноз вероятных радиационных и радиоэкологических последствий (использовался базовый пакет программ, входящих в специализированные геоинформационные системы «TRACE-C» и «НОСТРАДАМУС» [20]), натурные исследования [45, 46], оценку радиационной, радиоэкологической обстановки [97, 118], радиационного риска, опасности для персонала и населения [111, 78].

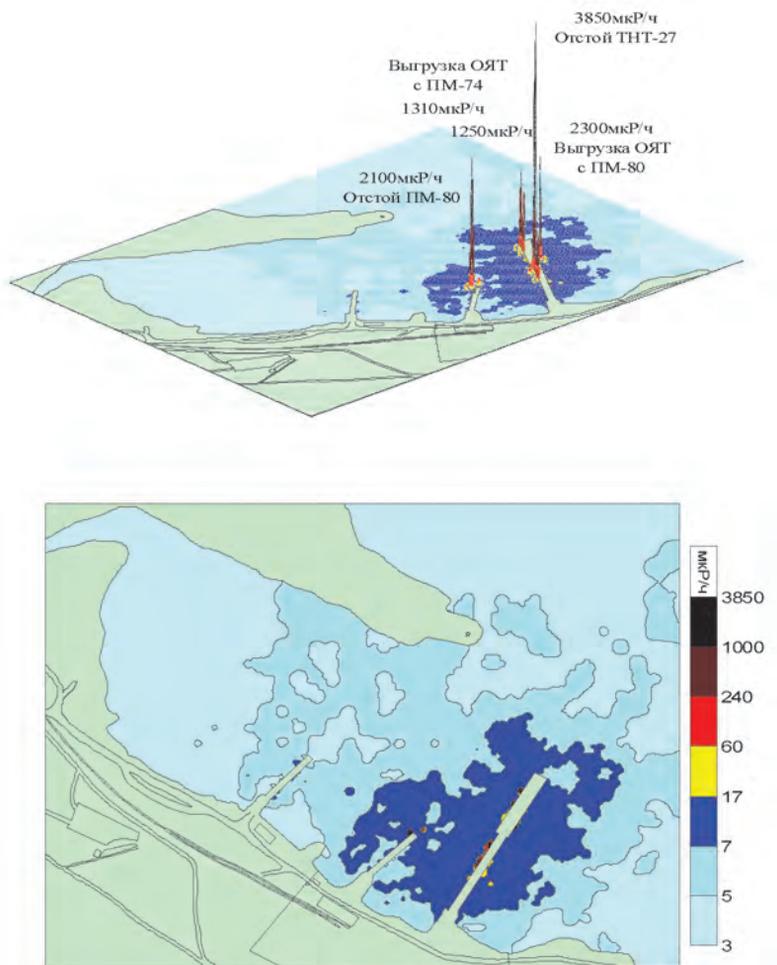


Рис. 3.12. Состояние гамма-поля донных отложений в бухте Конюшкова после выгрузки ОЯТ и обращения с РАО в 1999—2001 гг.

На ПМ-80 работы проводились в четыре этапа:

- подготовительный (1999 г. — отработка технологии, контрольное удаление методом гидравлического подрыва 3 ОТВС);
- основной (2000 г. — методом подрыва удалено 84 ОТВС);
- завершение основного этапа (2001 г. — методом вырезки удалена 21 ОТВС в пеналах);
- завершающий (2002 г. — вырезка и удаление пеналов с фрагментами ОТВС).

На ПМ-32 они завершились в течение двух месяцев с подрезкой и перегрузкой на действующую ПМ-74 всех 130 дефектных ОТВС в пеналах.

Радиационная обстановка на плавучих мастерских определялась активностью дефектных ОТВС, ЖРО, ТРО, радиоактивным загрязнением хранилищ ОТВС и верхней палубы корабля, а также радиоактивными веществами, образующимися во время работы. В этот период основными видами работ являлись: оценка радиационной обстановки, радиометрический и дозиметрический контроль; установка биологической защиты; настройка оборудования для подрыва ОТВС и подрезки горловин пеналов с ОТВС; монтаж установки по переработке ЖРО; подрыв ОТВС, подрезка пеналов; обследование пеналов на наличие фрагментов ОТВС и ЖРО, переработка ЖРО; удаление ТРО и ОТВС; покрытие поверхностей полимерным материалом для фиксации и локализации радиоактивных веществ с последующей сухой дезактивацией; дезактивация.

Суда обеспечения выполняли функции санпропускника, дозиметрического и радиометрического контроля, спецобработки персонала, обеспечения погрузочно-разгрузочных работ, хранилищ ТРО, радиационного и радиоэкологического мониторинга. Радиационная обстановка на них определялась излучением ОЯТ и выбросами аэрозолей с плавучих мастерских, радиоактивным загрязнением санпропускников и излучением ТРО.

Предварительные оценки и последующие исследования показали, что основными путями поступления техногенных радионуклидов в окружающую среду являются: на территорию — перенос воздушным путем (аэрозоли, атмосферные выпадения) и потеря с поверхности оборудования, предназначенного для перевозки ОЯТ, по пути движения спецтранспорта; на акваторию — воздушный путь, смыв с палубы дождем, ветровой снос, падание в воду лакокрасочных покрытий и продуктов коррозии (район хранилищ ОТВС).

Опасная и чрезвычайно опасная радиационная обстановка в хранилище ОТВС ПМ-80 определялась тем, что внутри помещения на поверхности палубы и поворотных плит МЭД составляла 0,3—3,5 мЗв/ч (30—350 мР/ч), а в отдельных местах достигала 10—20 мЗв/ч (1—2 Р/ч) (на ПМ-32 она не

превышала 1,5 мЗв/ч). При наведении поворотной плиты на горловину пенала в технологическом отверстии МЭД достигала 100—150 мЗв/ч (10—15 Р/ч) (на ПМ-32 — 20—60 мЗв/ч). Плотность потока альфа-частиц изменялась в пределах от 10 до 1000 расп./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$), бета-частиц — от 10^4 до 10^6 расп./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$). На палубе судна в районе хранилища ОТВС МЭД составляла 1—1,5 мЗв/ч (0,1—1,5 мР/ч), плотность потока альфа-частиц — 1—5 расп./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$), бета-частиц — до 1000 расп./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$). В жилой части кораблей обстановка соответствовала допустимым нормам. С обоих бортов ПМ-80 в районе хранилища ОТВС выявлены «прострелы» в физической защите ОЯТ, где МЭД достигала 50—70 мкЗв/ч (5—7 мР/ч). Впоследствии при удалении ОТВС и ЖРО, которые играли роль пассивной защиты, интенсивность излучения в этих местах повысилась и в различные периоды изменялась от 100 до 250 мкЗв/ч.

Наибольшее радиоактивное загрязнение хранилища ОТВС на ПМ-80 наблюдалось в 2000 г. после выгрузки основной массы (85%) дефектных ОТВС, когда произошла незначительная просыпка ядерного топлива под защитную поворотную плиту из двух твэлов. На высоте 1 м МЭД повысилась до 5—10 мЗв/ч (0,5—1 Р/ч), а в отдельных местах — до 20—60 мЗв/ч (2—6 Р/ч). Плотность поверхностного загрязнения достигла: альфа-частиц — 100—10 000 расп./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$), бета-частиц — 10^5 — 10^8 расп./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$). На верхней палубе судна в районе хранилища ОТВС МЭД увеличилась до 0,7 мЗв/ч (70 мР/ч), на остальной части — осталась без изменений. На пирсе в районе загрузки контейнеров на спецавтотранспорт только в местах их перемещения бета-загрязнение повысилось до 1000—10 000 расп./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$), на верхней палубе судов обеспечения не превышало допустимых норм (после дезактивации обстановка нормализовалась).

На ПМ-32 радиационная обстановка была намного лучше, так как был учтен опыт работ на ПМ-80 и принято решение с целью гарантированного недопущения поступления ядерного топлива в помещение хранилища ОТВС из дефектных сборок извлечение ОТВС производить только совместно с пеналами после их предварительной подрезки. Этот подход полностью себя оправдал. Радиационная обстановка в хранилище ОТВС в течение всего периода работ сохранилась в пределах исходного состояния.

Во время работ постоянно проводился контроль за содержанием радиоактивных веществ в воздухе в хранилище ОТВС, на верхней палубе ПМ и в зонах наблюдения (поселки Дунай и Сельдевой). В зависимости от технических операций концентрация аэрозолей в помещении хранилища ОТВС изменялась в пределах 10—3000 Бк/ м^3 . Нарастание интенсивности концентрации радиоактивных веществ в аэрозолях воздуха там

происходило, как правило, в течение 1—3 ч. Максимум наступал по окончании извлечения, подрезки или подрыва пеналов с ОТВС. Снижение занимало гораздо больше времени — 2—6 ч, а иногда продолжалось до 8—12 ч (на ПМ-80 работы проводились при закрытых или на 25% открытых капах хранилища ОТВС, на ПМ-32 — в полностью герметичном помещении). В случае последовательного удаления, подрезки и подрыва нескольких ОТВС или пеналов с ОТВС концентрация аэрозолей возрастала в 2—5 раз и достигала 10—32 Бк/м³ по ⁹⁰Sr, но не более ПДК по ¹³⁷Cs (альфа-активность аэрозолей при наибольшей их концентрации не превышала 0,3 ПДК). В связи с более благоприятной радиационной обстановкой на ПМ-32 при идентичных видах работ концентрация аэрозолей в помещении была в несколько десятков и сотен раз ниже, чем на ПМ-80.

На верхней палубе судна в районе выгрузки ОЯТ концентрация аэрозолей по сравнению с помещением хранилища ОТВС всегда была в 10⁴—10⁵ раз меньше, но в 30—1000 раз выше фона (максимально — в 2500 раз) на ПМ-80 и в 2—5 раз на ПМ-32. На палубе ПМ-80 атмосферные выпадения превышали фон в сотни и тысячи раз, на ПМ-32 — в 1,5—2 раза. Несмотря на это, в поселке Дунай, расположенном на удалении 1000—2000 м, увеличения концентрации аэрозолей, равно как и плотности атмосферных выпадений, не наблюдалось. При работах на ПМ-32 фоновое содержание радиоактивных аэрозолей отмечалось уже на расстоянии 200 м от судна и, соответственно, имело такие же значения на территориях завода и поселка Сельдевой, которые отстояли на 200—800 м

На протяжении всего периода объемная активность аэрозолей в помещении хранилища ОТВС ПМ-80 изменялась в следующих пределах: когда работы не проводились (фон) — 1—6 Бк/м³; при подготовительных работах, переработке ЖРО — 30—250 Бк/м³; при подрыве, извлечении и загрузке ОТВС в транспортный контейнер — 1000—3000 Бк/м³; при подрезке и подрыве пеналов с ОТВС — 250—1300 Бк/м³. На ПМ-32: фон — 0,1—0,3 Бк/м³; при подготовительных работах, переработке ЖРО, дезактивации — 3—20 Бк/м³ (при механической дезактивации — до 100 Бк/м³); при подрезке и подрыве пеналов с ОТВС — 10—25 Бк/м³.

Соответственно в атмосферу поступали аэрозоли. С ПМ-80: фон — (5—10)·10⁻⁴ Бк/м³; при подготовительных работах включая переработку ЖРО — (10—50)·10⁻⁴ Бк/м³; при подрыве, извлечении и загрузке ОТВС в транспортный контейнер — (2000—5000)·10⁻⁴ Бк/м³; при подрезке и подрыве пеналов — (500—2000)·10⁻⁴ Бк/м³. С ПМ-32: фон — (0,6—0,7)·10⁻⁴ Бк/м³; при подготовительных работах — (1—2)·10⁻⁴ Бк/м³; при подрезке и подрыве пеналов — (1—4)·10⁻⁴ Бк/м³; при перегрузке

пеналов с ОТВС на ПМ-74 — $(1-3) \cdot 10^{-4}$ Бк/м³ (только однажды зафиксирован выброс на расстоянии 10 м от судна — $(217 \pm 60) \cdot 10^{-4}$ Бк/м³).

Плотность атмосферных выпадений на борту ПМ-80 составила: при отсутствии работ — 10—30 Бк/(м²·сут); при подготовительных работах — 100—500 Бк/(м²·сут); при радиационно-опасных работах — 2000—8000 Бк/(м²·сут) (максимально 12 000—18 000 Бк/(м²·сут)); на ПМ-32 — не более 1 Бк/(м²·сут) при всех видах работ. В результате наибольшее радиоактивное загрязнение территории и морской акватории при работах на ПМ-80 воздушным путем происходило в зоне строгого режима (радиус — 30 м), меньше в зоне режима радиационной безопасности (радиус — 100 м) и незначительно в санитарно защитной зоне (радиус — 300 м) (табл. 3.5).

Таблица 3.5. Содержание техногенных радионуклидов в объектах внешней среды бухты Коношкова перед началом работ и по их окончании на расстоянии до 300 м от ПМ-80

Бухта Коношкова	Концентрация, Бк/кг		Пирс, точка № (2—20 м)	Плотность бета-частиц, расп. / (см ² ·мин)	
	до работ	после работ		до работ	после работ
Почва*, ¹³⁷ Cs, Бк/кг:			1	8±3	80±10
70 м	72±18	120±25	2	6±3	64±6
120 м	29±5	88±4	3	14±3	20±5
150 м	49±15	62±18	4	12±3	30±7
200 м	44±13	62±18	5	14±3	360±30
300 м	36±13	43±13	6	10±3	44±5
			7	10±2	144±13
Песок, ¹³⁷ Cs, Бк/кг:			8	12±3	80±9
50 м	< 3	6±2	9	10±2	8±2
70 м	3±1	4±2	10	12±2	1440±110
100 м	< 3	< 3	11	14±3	14±3
130 м	< 3	4±2	12	12±3	14±3
			13	16±2	120±12
			14	8±2	8±3
Морская вода (10 м):			15	10±2	12±2
¹³⁷ Cs, Бк/м ³	4,5±0,9	9,9±,5	16	14±3	2800±200
⁹⁰ Sr, Бк/м ³	2,2±0,3	9,9±,4	17	12±3	1180±10
⁶⁰ Co, Бк/м ³	< 1,4	< 1,4	18	15±3	20±5

* В траве концентрация искусственных радионуклидов не превышала 3 Бк/кг до и после окончания работ.

Примечание. Фоновое содержание ¹³⁷Cs в Приморском крае в почве соответствует 4—65 Бк/кг [79].

3. Реальная радиационная обстановка на объектах хранения и утилизации АПЛ и реакторных блоков, а также обращения и хранения ОЯТ и РАО

Концентрация ^{137}Cs в морской воде в отдельные дни у борта ПМ-80 в течение рабочего дня могла меняться от 10 до 300 Бк/м³ (на удалении 50 м не более — 10 Бк/м³). У борта ПМ-32 такое явление было зафиксировано только один раз после окончания работ во время выгрузки из хранилища ОТВС загрязненного радиоактивными веществами оборудования — концентрация ^{137}Cs достигла 80 20 Бк/м³, а в остальное время находилась на уровне фона.

Несмотря на столь опасную радиационную обстановку на ПМ-80, в поселке Дунай радиоактивность приземного слоя атмосферы оставалось неизменной в течение всего срока проведения ядерно- и радиационно-опасных работ. Объемная активность аэрозолей и плотность атмосферных выпадений сохранялись на уровне $(1—3) \cdot 10^{-4}$ Бк/м³ и 1—5 Бк/(м²·сут), не отличаясь от фона. Не изменилась реднемесячная объемная осколочная активность морской и пресной воды, не обнаружено площадного радиоактивного загрязнения почвы. Полностью оправдался прогноз о незначительной опасности для населения выгрузки дефектного ОЯТ в бухтах Конюшкова и Сельдевая (табл. 3.6—3.8).

Таблица 3.6. Среднемесячная объемная активность аэрозолей воздуха и плотность атмосферных выпадений в поселке Дунай до и во время проведения радиационно-опасных работ на ПМ-80

Перед началом работ			В период проведения работ		
Месяц	$A_{об}, 10^{-4}$ Бк/м ³	$A_{пл},$ Бк/м ² сут	Месяц	$A_{об},$ 10^{-4} Бк/м ³	$A_{пл},$ Бк/м ² сут
Январь	2,3±0,6	3,0±0,7	Сентябрь	0,7±0,3	1,8±0,4
Февраль	2,0±0,5	2,5±0,6	Октябрь	1,9±0,4	2,3±0,6
Март	1,1±0,3	2,0±0,5	Ноябрь	2,4±0,6	3,9±0,9
Апрель	2,0±0,5	2,2±0,6	Декабрь	1,7±0,4	2,6±0,6
Май	2,0±0,5	3,3±0,8			
Июнь	2,0±0,5	2,5±0,6			
Июль	2,4±0,6	3,4±0,8			
Август	0,5±0,2	2,0±0,5			
<i>В среднем</i>	<i>1,8±0,5</i>	<i>2,6±0,7</i>	<i>В среднем</i>	<i>1,7±0,5</i>	<i>2,7±0,9</i>

Примечание. Среднегодовая объемная активность аэрозолей в Дальневосточном регионе в 1990—2000 гг. соответствовала $(3 \pm 1) \cdot 10^{-4}$ Бк/м³, плотность атмосферных выпадений — 2 ± 1 Бк/(м²·сут) [149].

Анализ результатов исследований и прогноза позволил сделать вывод, что воздушный путь распространения техногенных радионуклидов при самых неблагоприятных условиях удаления дефектного ядерного топлива из плавучих мастерских не приводит к радиоактивному загрязнению

окружающей среды за пределами зоны режима радиационной безопасности (100 м) и санитарно-защитной зоны (300—500 м) в концентрациях, превышающих допустимые нормы, а в зоне наблюдения (более 500 м) не влияет на состояние фона.

Таблица 3.7. Среднемесячная объемная осколочная активность морской и питьевой воды в поселке Дунай до и во время проведения радиационно-опасных работ на ПМ-80, Бк/м³

Месяц	Перед началом работ			В период проведения работ			
	ПМ-80 (пирс *)	Поселок Дунай		Месяц	ПМ-80 (пирс *)	Поселок Дунай	
		Река Дунай	Питьевая вода			Река Дунай	Питьевая вода
Январь	171±8	162±8	124±6	Сентябрь	160±8	152±7	112±5
Февраль	149±7	150±7	122±6	Октябрь	158±8	158±8	122±6
Март	159±7	146±7	123±6	Ноябрь	168±8	156±7	119±6
Апрель	163±8	154±7	120±6	Декабрь	164±8	154±7	121±6
Май	180±9	157±8	120±6				
Июнь	162±8	158±8	123±6				
Июль	160±8	153±7	140±7				
Август	158±7	151±7	112±5				
<i>В среднем</i>	<i>163±8</i>	<i>154±7</i>	<i>123±6</i>	<i>В среднем</i>	<i>162±8</i>	<i>155±7</i>	<i>120±6</i>

* В фоновом районе (удален от ПМ-80 на 6 км) среднемесячная осколочная активность морской воды в течение года составляла 160±10 Бк/м³.

Таблица 3.8. Содержание ¹³⁷Cs в почве поселке Дунай на различном удалении от ПМ-80, Бк/кг

Расстояние, м	<i>A_{удл}</i> Бк/кг	Расстояние, м	<i>A_{удл}</i> Бк/кг	Расстояние, м	<i>A_{удл}</i> Бк/кг
450±50	20—50	900±50	9—52	2200±200	9—56
600±50	10—57	1300±100	9—60	2800±300	9—45
600±50	10—157 *	1700±150	7—30	3500±500	16—51

* В фоновом районе (удален от ПМ-80 на 6 км) среднемесячная осколочная активность морской воды в течение года составляла 160±10 Бк/м³.

Примечание. Обследован сектор в 60° относительно ПМ-80, где расположен поселок. Фон в Приморском крае в почве по ¹³⁷Cs соответствует 4—65 Бк/кг [149].

В то же время зоны радиационной безопасности оказались проницаемыми для частичного распространения техногенных радионуклидов с помощью спецавтотранспорта. Особенно это стало заметно после вывоза ОТВС, из которых произошла просыпь ядерного топлива в хранилище ОТВС ПМ-80. Радиоактивное загрязнение помещения, несмотря на частичную дезактивацию, привело к поверхностному загрязнению транспортного контейнера, который, в свою очередь, стал источником вторичного радиоактивного

3. Реальная радиационная обстановка на объектах хранения и утилизации АПЛ и реакторных блоков, а также обращения и хранения ОЯТ и РАО

загрязнения дороги (смена контейнера не производилась, поскольку он один был приспособлен для перевозки дефектных ОТВС). Перед отправкой спецтранспорта из бухты Конюшкова на береговую техническую базу его поверхность обрабатывалась быстросохнущим полимерным покрытием, которое зафиксировало основную часть радиоактивных веществ, но не смогло полностью защитить от потерь в процессе движения по трассе. В результате вибрации часть радиоактивных микрочастиц попала на обочины. В начале пути в зонах режима радиационной безопасности и санитарно-защитной зоне МЭД в отдельных местах достигала 3—2 мкЗв/ч (300—200 мкР/ч), постепенно снижаясь до 1—0,2 мкЗв/ч (100—20 мкР/ч). Контрольный отбор проб почвы в максимальных зонах загрязнения на различном удалении от источника показал, что атмосферные выпадения, включая самый мощный за последние 30 лет тайфун, переместили техногенные радионуклиды от обочины на удаление до 7—9 м. Однако основное их количество все же осталось в радиусе 1 м относительно исходного загрязнения (табл. 3.9).

Таблица 3.9. Содержание техногенных радионуклидов в почве вдоль транспортной магистрали на различном расстоянии от источников радиоактивного загрязнения, Бк/кг

Удаление от источника, м	Точка 1		Точка 2		Точка 3	
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
0	$3,7 \cdot 10^4$	$(3,9 \pm 1,1) \cdot 10^4$	$(2,6 \ 0,7) \cdot 10^5$	$(2,1 \pm 0,7) \cdot 10^5$	$(2,1 \pm 0,7) \cdot 10^5$	$(1,9 \pm 0,5) \cdot 10^5$
1	439±60	437±60	—	600±90	2600±250	2200±220
2	—	18±6	—	3370±650	370±50	116±20
3	150±30	151±30	1060	1080±320	40±120	13±5
5	—	44±12	—	780±100	125±30	79±25
7	23±6	21±6	—	125±30	—	—
8	—	—	—	—	32±8	23±6
10	—	4±4	—	<3	5±2	4±2

По мере продвижения спецавтотранспорта интенсивность радиоактивного загрязнения на обочинах трассы существенно уменьшилась. Пешеходной гамма-съемкой определено, что плотность распределения МЭД вдоль транспортной магистрали стала сопоставима с плотностью распределения МЭД населенного пункта, через который радиоактивные вещества никогда не провозились. Однако контрольный отбор проб почвы показал, что в ней присутствуют техногенные радионуклиды, и в отдельных местах их концентрация достигает 10 ПДК (табл. 3.10).

Таблица 3.10. Содержание ^{137}Cs в почве вдоль трассы, предназначенной для перевозки ядерного топлива из бухты Конюшкова в бухту Сысоева, Бк/кг

Точка	Удельная актив-ность	ПДК	Точка	Удельная актив-ность	ПДК	Точка	Удельная актив-ность	ПДК
1	38	0,01	32	187	0,06	62	10	<0,01
2	117	0,04	33	8920	3,4	63	<9	<0,01
3	988	0,4	34	100	0,04	64	<9	<0,01
4	<9	<0,01	35	134	0,05	65	<9	<0,01
5	5960	2,3	36	21	<0,01	66	<9	<0,01
6	1980	0,8	37	59	0,02	67	<9	<0,01
7	260	0,1	38	303	0,1	68	37	0,01
8	<9	<0,01	39	<9	<0,01	69	198	0,08
9	<7	<0,01	40	<9	<0,01	70	<9	<0,01
10	21	<0,01	41	25	<0,01	71	<9	<0,01
11	<9	<0,01	42	<9	<0,01	72	39	0,01
12	28	<0,01	43	<9	<0,01	73	54	0,02
13	<10	<0,01	44	<9	<0,01	74	<9	<0,01
14	145	0,05	45	<9	<0,01	75	<9	<0,01
15	< 10	<0,01	46	27	0,01	76	19	<0,01
16	<9	<0,01	47	<9	<0,01	77	25	<0,01
17	14	<0,01	48	<9	<0,01	78	18	<0,01
18	25	<0,01	49	<9	<0,01	79	<9	<0,01
19	21	<0,01	50	<9	<0,01	80	44	0,02
20	<9	< 0,01	51	22	<0,01	81	64	0,02
21	<9	< 0,01	52	12	<0,01	82	33	0,01
22	10	<0,01	53	60	0,02	83	37	0,01
23	<9	< 0,01	54	24	<0,01	84	41	0,01
24	<9	< 0,01	55	<9	<0,01	85	30	0,01
25	<9	< 0,01	56	<9	<0,01	86	49	0,02
26	277	0,1	57	62	0,02	87	48	0,02
27	<9	< 0,01	58	41	0,01	88	<9	<0,01

Примечание. В соответствии с [118] ПДК по ^{137}Cs составляет 2590 Бк/кг.

Анализ распределения точечного радиоактивного загрязнения по трассе позволил установить, что в 90% случаев оно располагалось не далее 1—3 м относительно полотна дороги. Средняя удельная активность ^{137}Cs составляла 1000 ± 500 Бк/кг (0,4 ПДК). На удалении 5—100 м от трассы его концентрация оставалась неизменной в пределах 9—50 Бк/кг (в тех пробах, где она превышала фон), что соответствует фону. Это обстоятельство послужило основанием для принятия решения о частичной дезактивации

дороги в районе жилых участков и продолжении удаления ОЯТ до полного вывоза на БТБ «ДальРАО» с последующей полной дезактивацией трассы, что в конечном счете и было проведено.

Перед началом работ на ПМ-80 было установлено, что в береговой черте бухты Конюшкова присутствовал ^{137}Cs глобального и техногенного происхождения в концентрациях от 10 до 100 Бк/кг при содержании природного ^{40}K в пределах 200—400 Бк/кг. С переходом к урезу морской воды концентрация ^{137}Cs понижалась до 3—5 Бк/кг (концентрация ^{40}K в песке повысилась до 600—800 Бк/кг), оставаясь на таком же уровне по всей акватории за исключением локальных зон радиоактивного загрязнения у перегрузочного пирса, которые были образованы в предшествовавшие годы. В них концентрация ^{137}Cs достигала 1300 Бк/кг, а ^{60}Co — 500 Бк/кг. При этом в водорослях и у обитателей моря содержание искусственных радионуклидов не превышало 3 Бк/кг.

Источниками радиоактивного загрязнения бухты Конюшкова в период 1999—2002 гг. являлась не только ПМ-80, из которой в несколько этапов выгружалось дефектное ОЯТ, но и ПМ-74 (неоднократная выгрузка отработавшего ядерного топлива в штатном режиме) и аварийный технический наливной танкер ТНТ-27 (два года стоял у пирса с ЖРО). Установлено, что интенсивность радиоактивного загрязнения морской среды от каждого из этих судов была практически идентичной за исключением радионуклидного состава (ПМ-80 являлась источником преимущественно ^{90}Sr и ^{137}Cs , а ПМ-74 и ТНТ-27 — еще и ^{60}Co). В этих условиях задача мониторинга дополнительно включала классификацию радиоактивных аномалий на принадлежность к типу судов и оценку вклада каждого из них в радиоэкологическую обстановку.

Исследования показали, что в месте длительного отстоя ПМ-80 на соседнем пирсе (около года) в донных отложениях образовались аномалии, достигающие по МЭД 2200 мкР/ч, что не было связано с удалением ОЯТ, а определялось ветровым сносом и атмосферным смывом радиоактивных веществ с палубы совместно с продуктами коррозии и лакокрасочным покрытием. Однако удаление ОЯТ также привело к образованию новых аномалий с МЭД, достигающей 2400 мкР/ч. По ряду причин появились радиоактивные аномалии от ТНТ-27 (МЭД повысилась с 7—16 до 3900 мкР/ч) и ПМ-74 (МЭД повысилась до 1400 мкР/ч).

В результате радиоактивного загрязнения донных отложений в течение трех лет после начала работ на ПМ-80 состояние радионуклидного состава морских обитателей не изменилось и осталось на уровне фона, но в начале третьего года незначительно повысилось содержание ^{137}Cs в сухих водорослях (у корня пирса, в живых водорослях оно соответствует фону, табл. 3.11).

Таблица 3.11. Изменение удельной активности техногенных и природных радионуклидов на акватории бухты Конюшкова в результате удаления дефектного ядерного топлива из ПМ-80 и обращения с ОЯТ и ЖРО на других судах атомно-технологического обеспечения в 1999—2002 гг., Бк/кг

Объекты морской среды	Перед выгрузкой ОЯТ		После выгрузки ОЯТ		Природный ^{40}K
	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	
Донные отложения:	6±3	5±3	2550±250	150±30	313±30
точка 1	1310±160	65±20	3960±290	70±20	290±30
точка 2	195±60	<5	151 500±150	<5	534±50
точка 3	<5	<5	<5	<5	307± 30
точка 4	11±5	<5	8880±900	70±20	516± 50
точка 1	<5	<5	1650±160	150±30	690± 70
точка 2	202±40	494±80	12 280±1200	1510±50	376±40
точка 3	6±3	<5	9240±900	<5	234±30
точка 4	39±15	<5	<5	<5	807±80
точка 1	6±3	<5	1440±140	790±40	617± 60
точка 2	<5	<5	6050±600	316±50	844±80
точка 3	<5	<5	17 790±1700	<5	634±60
точка 4	165±50	<5	2210±220	366±50	606±60
точка 1	<5	<5	2970±300	1510±150	885±90
точка 2	6±3	<5	<5	<5	700±70
точка 3	<5	<5	48±10	<5	550±60
точка 4	6±3	<5	126±30	<5	550± 60
точка 1	204±60	28±13	700±80	26±15	384 ±40
точка 2	5±3	<5			505± 50
Песок:					
точка 1	4±1	<3	4±1	<3	630±70
точка 2	5±2	<3	6±2	<3	550±60
точка 3	4±1	<3	5±1	<3	880±90
точка 4	4±1	<3	4±1	<3	740±80
Водоросли:					
отмершие:					
точка 1	<3	<3	<3	<3	150±20
точка 2	6±2	<3	157±20	<3	356±35
точка 3	3±1	<3	15±5	<3	230±25
точка 4	4±3	<3	20±5	<3	246±25
живые:					
точка 1	<3	<3	<3	<3	407±40
точка 2	<3	<3	<3	<3	210±20
точка 3	<3	<3	<3	<3	230±25
точка 4	<3	<3	<3	<3	330±35
Рыба:					
окунь	<3	<3	<3	<3	125±20
бычки	<3	<3	<3	<3	113± 20
камбала	<3	<3	<3	<3	105±20
Кальмары	<3	<3	<3	<3	63±20
Креветки	<3	<3	<3	<3	68±20
Крабы	<3	<3			80±20

Примечание. В соответствии с [118] ПДК по ^{137}Cs соответствует 2590 Бк/кг и 370 Бк/кг по ^{60}Co (максимум ^{137}Cs составляет 59 ПДК, ^{60}Co — 4 ПДК).

Пространственно-временной анализ картограмм радиационных полей донных отложений, полученных в различные годы, а также состояния гамма-поля морской воды на горизонте 2 м от грунта позволил выявить направления перемещения радиоактивных веществ относительно перегрузочного пирса. К настоящему времени область наиболее интенсивного радиоактивного загрязнения занимает пространство 30—100 м относительно пирса. Перемещение радиоактивных веществ имеет сложный характер. Наблюдаются ответвления по направлениям к береговой черте и центральной части бухты. В отдельных местах происходит отрыв мало-размерных (метры) радиоактивных аномалий от сплошной зоны с последующим их рассеянием (этому способствует частый подход кораблей к пирсу). Скорость перемещения внешних границ загрязнения невелика и в зависимости от места его нахождения изменяется от 5 до 40 м/год.

3.2. Объекты Камчатки

3.2.1. Радиоэкологическая обстановка в местах отстоя АПЛ

Бухта Крашенинникова. Анализ радиоэкологической обстановки в пунктах базирования и отстоя АПЛ в Приморье показал, что техногенные радионуклиды, эпизодически поступаая в морскую воду, локализируются в пределах внутренних акваторий и не выходят за их внешние границы (исключение составляют последствия аварии ЯЭУ АПЛ в бухте Чажма, как показано ниже). Это подтверждается результатами исследований и во втором по значимости узле сосредоточения ядерных и радиационных объектов флота — в бухте Крашенинникова на Камчатке (**рис. 3.13**, табл. 3.12) [43].

Из данных, приведенных в табл. 3.12, следует, что вдоль береговой черты и на границах раздела акватории, которые отделяют пункт базирования и отстоя выведенных для утилизации АПЛ от береговой технической базы и выход из бухты, содержание ^{137}Cs соответствует фону (2—6 Бк/кг). На побережье закрытой части бухты выявлены два местных максимума на уровне 8 ± 3 Бк/кг, обусловленные поверхностным смывом глобальных выпадений и их концентрированием в застойной области. В отдаленном районе (Авачинская губа) концентрация ^{137}Cs в два-три раза меньше и также соответствует фону. Такое содержание радионуклида не превышает 1—3% радиоактивности природного ^{40}K (200—400 Бк/кг). Наибольшее же количество ^{137}Cs находится не в море, а в почве материковой части полуострова (18 ± 8 Бк/кг, см. **рис. 3.13**, точки 1—26). В меньшей концентрации этот радионуклид присутствует в донных отложениях озер (6 ± 3 Бк/кг) и еще меньше его в береговой черте (4 ± 3 Бк/кг) (табл. 3.13) [149].

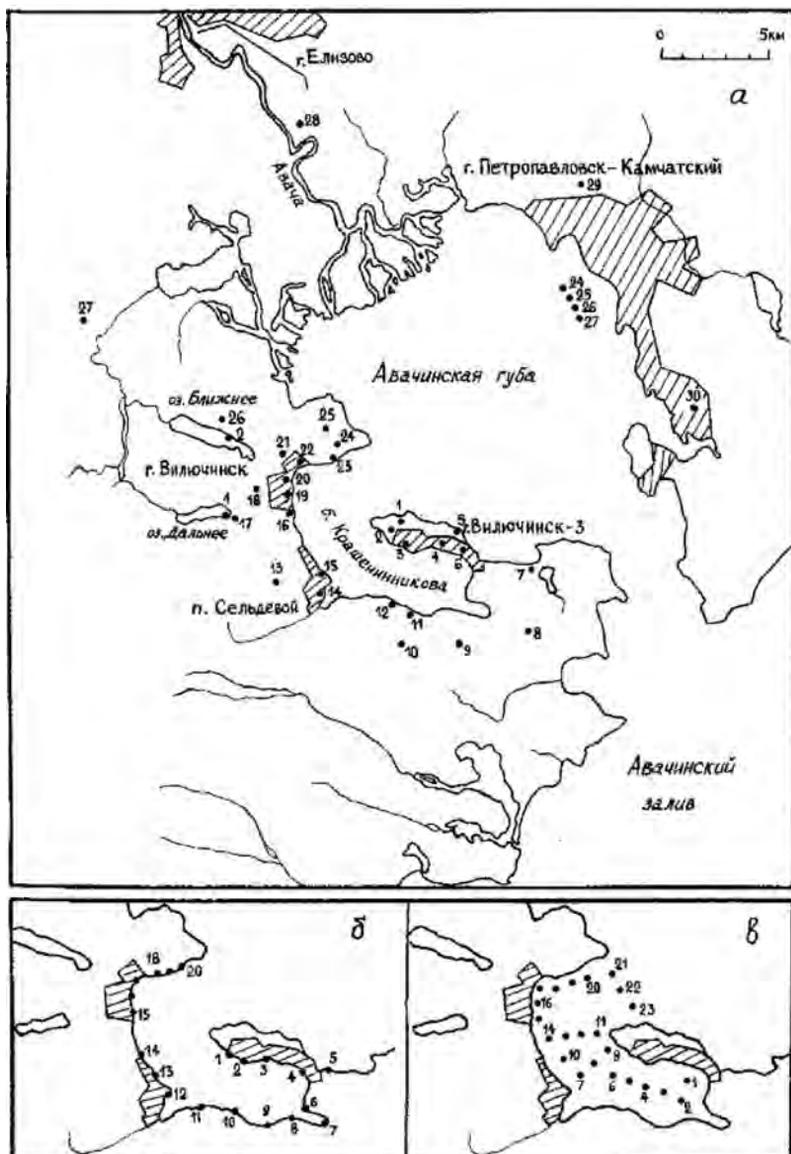


Рис. 3.13. Места отбора проб объектов внешней среды в районах расположения кораблей с ЯЭУ и обеспечивающих их структур на Камчатке: а — на берегу и в Авачинской губе; б — в береговой черте; в — на акватории бухты Крашенинникова

Таблица 3.12. Содержание природных и искусственных радионуклидов на берегу и в донных отложениях бухты Крашенинникова, Бк/кг (сырого веса)

Точки	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	Точки	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs
Берег:			Акватория:		
1	444±50	НД	1	133±30	НД
2	407±50	НД	2	233±30	2±1
3	200±30	НД	3	137±30	2±1
4	263±30	2±1	4	259±30	НД
5	211±30	НД	5	248±30	2±1
6	352±40	6±2	6	148±30	НД
7	189±30	8±3	7	180±30	НД
8	148±30	НД	8	210±30	НД
9	211±30	4±2	9	178±30	НД
10	148±30	4±2	10	160±30	НД
11	178±30	6±2	11	226±30	НД
12	181±30	5±2	12—17	200—410	НД
13	148±30	НД	18—20	330—520	НД
14	96±20	8±3	21—23	280—440	НД
15—20	120—350	НД	24—27	230—260	НД

Примечание. НД — ниже порога детектирования 2 Бк/кг.

Таблица 3.13. Абсолютное и относительное содержание ¹³⁷Cs в почве на побережье и в донных отложениях бухты Крашенинникова в районе базирования, отстоя, утилизации и обеспечения АПЛ на Камчатке

Место отбора проб	Средняя удельная активность, Бк/кг	Относительное содержание по сравнению с материком, %
Материковая часть бухты Крашенинникова	18±8	100
Внутренние водоемы материка:		
озеро Ближнее	8±3	40±15
озеро Дальнее	5±2	25±10
Береговая черта бухты Крашенинникова:		
закрытая часть	4±3	20±15
открытая часть	<2	<2
Акватория бухты Крашенинникова:		
закрытая часть	2±1	10±5
открытая часть	<2	<2

Расширенное радиоэкологическое обследование пункта базирования и отстоя АПЛ в бухте Крашенинникова было проведено в 1996 г. По результатам 460 измерений МЭД в донных отложениях, 830 на технической территории и более 15 000 в г. Вилючинск-3 (Рыбачий) построены радиационные карты. Уровни излучения на технической территории изменяются от 0,03 (пирсы) до 0,15 мкЗв/ч (золоотвал) (3—15 мкР/ч), в г. Вилючинск-3 — от 0,04 до 0,12 мкЗв/ч (4—12 мкР/ч), в донных

отложения от 0,02 до 0,06 мкЗв/ч (2—6 мкР/ч) и соответствуют местному фону, который в 1,5—2 раза ниже, чем в Приморском крае (рис. 3.14) [132]. Во всех объектах окружающей среды радионуклидный состав на 99% обусловлен природными бета-гамма-излучателями (отобрано более 70 проб).

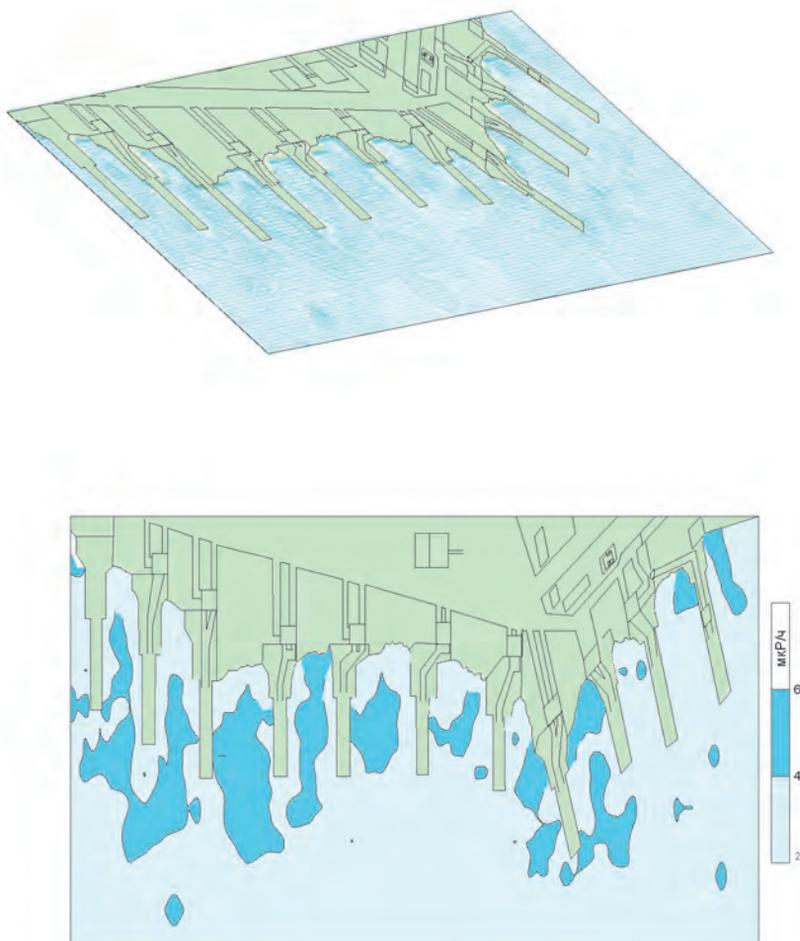


Рис. 3.14. Состояние гамма-поля донных отложений в пункте базирования и отстоя АПЛ в бухте Крашенинникова

Последующие наблюдения за состоянием радиоэкологической обстановки в бухте Крашенинникова вплоть до настоящего времени не выявили значимых отклонений от приведенных данных. Исследования позволили прийти к следующему заключению:

- радиоэкологическая обстановка на технической территории и прилегающей акватории пункта базирования и отстоя АПЛ нормальная; вариации гамма-поля определяются содержанием природных радионуклидов в почве и грунтах;
- наличие ^{137}Cs в почве и грунтах обусловлено последствиями глобальных выпадений.

3.2.2. Радиоэкологическая обстановка в местах утилизации АПЛ и хранения трехотсечных блоков

ФГУП «СВРЦ» МО РФ. Последние расширенные исследования на ФГУП «СВРЦ» МО РФ были проведены в 2002 г. в связи с выгрузкой дефектного ОЯТ с ПМ-32 (ТНТ-49) [20]. Перед началом радиационно-опасных работ на ПМ-32 оценена радиоэкологическая обстановка пункта временного базирования судна. Исследовано состояние гамма-поля на акватории бухты Сельдевая, на территории завода и в прилегающем поселке Сельдевой, отобраны контрольные пробы объектов внешней среды.

Исследования показали, что гамма-поле на территории поселка Сельдевой и ФГУП «СВРЦ» МО РФ практически однородно. Оно определяется излучением природных радионуклидов и имеет средний уровень 6 ± 4 мкР/ч (рис. 3.15). В течение семи лет после предшествующего радиационного картографирования [38] его состояние осталось неизменным.

Перед началом работ на причальной стенке в районе стоянки ПМ-32 и нахождения технических наливных танкеров с радиоактивными отходами в результате прямого излучения МЭД достигала 16 мкР/ч.

На территории поселка Сельдевой (зона наблюдения — ЗН) и ФГУП «СВРЦ» МО РФ состав радиоактивных элементов соответствует природным радионуклидам и глобальным выпадениям. Исключением является небольшой участок территории предприятия (часть причальной стенки в зоне режима радиационной безопасности (ЗРРБ), где производилась перегрузка активных зон реакторов), в почве которого многие годы присутствуют техногенные радионуклиды ^{60}Co и ^{137}Cs . Их концентрации незначительны и не превышают 0,01 допустимых норм (табл. 3.14 и 3.15) [20, 38].

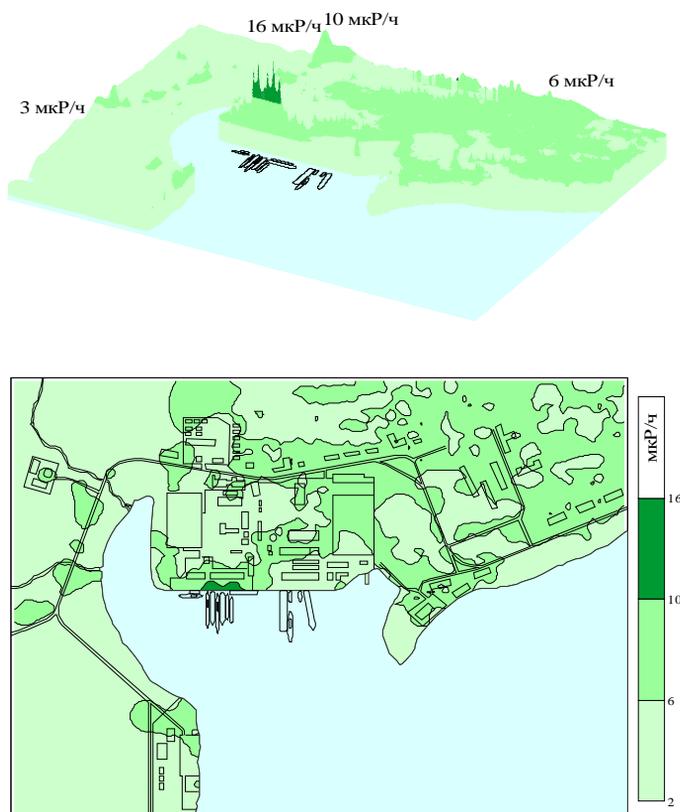


Рис. 3.15. Состояние гамма-поля на территории судоремонтного завода и поселка Сельдевой в 2002 г.

Таблица 3.14. Содержание природных и техногенных радионуклидов в почве на различном расстоянии от места проведения радиационно-опасных работ на территории судоремонтного завода в бухте Сельдевая (1996 г.), Бк/кг

Расстояние, м	^{40}K	^{60}Co	^{137}Cs
10	136±35	22±7	19±6
50	144±40	4±2	9±3
120	240±55	<1	5±2
180	211±50	<1	4±2
250	85±30	<1	2±1
500	107±30	<1	2±1

Таблица 3.15. Удельная активность техногенных и природных радионуклидов в объектах окружающей среды на территории ФГУП «СВРЦ» МО РФ и поселка Сельдевой перед проведением радиационно-опасных работ на ПМ-32 (2002 г.), Бк/кг

Район отбора проб	Проба №	Вид пробы	Радионуклид		
			¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	⁴⁰ K
Предприятие, ЗРРБ	1	Почва	24±3	1,3±0,8	117±20
	2	Трава	НД	НД	129±20
Поселок, ЗН	1	Почва	5±1	НД	131±20
		Трава	НД	НД	82±15
	2	Почва	4,0±0,9	НД	170±30
		Трава	НД	НД	159±30
	3	Почва	2,0±0,6	НД	121±20
		Трава	2,2±1,0	НД	72±15
		Почва	НД	НД	186±30
		Трава	НД	НД	143±25

Примечание. НД — ниже порога детектирования, который по ¹³⁷Cs равен 1,5 Бк/кг, по ⁶⁰Co — 1 Бк/кг.

Анализ удельной активности аэрозолей приземного слоя атмосферы у борта ПМ-32 и атмосферных выпадений показал, что она находится на уровне фона и соответствует $(6,5 \pm 1) \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ и $0,5 \pm 0,1$ Бк/м²/сут, что совпадает с результатами многолетних наблюдений на территории предприятия (ниже фона в Дальневосточном регионе в два-четыре раза [149]).

Контрольный отбор проб почвы и травы на территории предприятия и поселка не выявил значимых отличий в концентрации искусственных радионуклидов до начала и по окончании работ. После перегрузки дефектного ядерного топлива с ПМ-32 на ПМ-74 (подход ПМ-74 к причальной стенке изменил состояние гамма-поля в зоне режима радиационной безопасности, МЭД возросла до 155 мкР/ч — прямое излучение от хранилища ОТВС) содержание на территории предприятия в точке 1 ¹³⁷Cs в почве осталось на уровне 23 Бк/кг, ⁶⁰Co — менее 2 Бк/кг, а в точке 2 — 4 Бк/кг и менее 2 Бк/кг соответственно. На территории поселка содержание искусственных радионуклидов в объектах внешней среды осталось прежним (табл. 3.16) [20].

За весь период радиационно-опасных работ на ПМ-32 объемная активность аэрозолей воздуха повышалась только на территории предприятия в зоне режима радиационной безопасности в среднем до $(2—5) \cdot 10^{-4}$ Бк/м³ (кратковременно и однократно до $200 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³), а плотность атмосферных выпадений — до 1 Бк/м²·сут, что на расстоянии 30 м от ПМ-32 не превышает 0,01 ПДК для населения.

Таблица 3.16. Удельная активность техногенных и природных радионуклидов в объектах окружающей среды на территории ФГУП «СВРЦ» МО РФ и поселке Сельдевой по окончании радиационно-опасных работ на ПМ-32, Бк/кг

Район отбора проб	Проба	Вид пробы	Радионуклид		
			¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	⁴⁰ K
Предприятие, ЗРРБ	1	Почва	23±3	НД	122±20
		Трава	НД	НД	118±20
Поселок, ЗН	2	Почва	4±1	НД	143±20
		Трава	НД	НД	102±20
	1	Почва	3±1	НД	167±25
		Трава	НД	НД	172±30
	2	Почва	НД	НД	133±20
		Трава	НД	НД	94±20
3	Почва	НД	НД	176±30	
	Трава	НД	НД	151±25	

Примечание. НД — ниже порога детектирования, который для ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co соответствовал 2 Бк/кг. В соответствии с [118] допустимое загрязнение почвы и грунта (ПДК) по ¹³⁷Cs соответствует 2590 Бк/кг, по ⁶⁰Co — 370 Бк/кг.

Исследование распределения искусственных радионуклидов в зоне наблюдения до и после окончания работ (поселок Сельдевой) показали, что в почве присутствует ¹³⁷Cs в концентрациях 2—4 Бк/кг, принадлежащий глобальным выпадениям (табл. 3.17) [123, 20, 38, 37].

Таблица 3.17. Содержание ¹³⁷Cs в почве в фоновых районах Камчатской области, 1996 г.

Место отбора проб	Удельная активность, Бк/кг
Вилючинск	4—23 *
Поселок Тарья	3—12 *
Поселок Сельдевой	2—18 *
Вилючинск-3	2—13
Поселок Паратунка	3—18
Елизово	3—17
Петропавловск-Камчатский	6—17

* Содержание ⁴⁰K в почве соответствует 150—260 Бк/кг.

Примечание. Погрешность измерений — 30%. Радиус отбора проб почвы — 10—40 км.

Перед началом работ на ПМ-32 и по их окончании также произведено обследование акватория бухты Сельдевая и построены радиационные карты гамма-поля, которые оказались практически идентичными (рис. 3.16) [20].



Рис. 3.16. Состояние гамма-поля донных отложений в бухте Сельдевая в 2002 г.

Анализ полученных результатов показал, что среднее значение МЭД в донных отложениях не изменилось по сравнению с 1996 г. [38] и осталось на уровне 4 ± 2 мкР/ч, а морской воды на 2 м от грунта — $1 \pm 0,5$ мкР/ч.

В районе стоянки ПМ-32, где многие годы находятся суда с радиоактивными отходами и производится перегрузка активных зон реакторов АПЛ, МЭД в донных отложениях, как и ранее, имела повышенные значения. Обнаружены два участка с уровнями 0,9 и 1,6 мкЗв/ч (90 и 160 мкР/ч), которые по сравнению с 1996 г. оказались значительно ниже (ранее максимум соответствовал 34,5 мкЗв/ч). Соответственно в несколько раз уменьшились общие границы радиоактивного загрязнения дна и морской воды в придонном слое. В радиоактивных аномалиях остались техногенные радионуклиды ^{60}Co и ^{137}Cs , которые в небольших количествах присутствуют и в водорослях (перифитоне, 0,01 ПДК, табл. 3.18 [20]).

Концентрация ^{137}Cs и ^{60}Co в рыбе и бентосе не превышает 2 Бк/кг, несмотря на то, что в донных отложениях в течение многих лет находятся техногенные радионуклиды (по данным [83] максимальное содержание ^{137}Cs достигало 4100 Бк/кг (1,6 ПДК), ^{60}Co — 120 Бк/кг (0,3 ПДК)).

Таблица 3.18. Удельная активность техногенных и природных радионуклидов в объектах окружающей среды на акватории бухты Сельдевая перед проведением радиационно-опасных работ на ПМ-32 и по их окончании, Бк/кг (л)

Вид пробы	Перед началом работ			По завершении работ		
	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	⁴⁰ K
Вода	< 20	< 20	11±2	< 20	< 20	11±2
Грунт	25±10	25±10	150±40	27±10	23±10	156±40
Грунт	40±15	36±12	150±40	38±15	34±12	160±40
Перифитон	92±13	6±3	132±58	88±13	5±3	120±58
Бентос	НД	НД	95±26	НД	НД	87±26
Камбала	НД	НД	78±15	НД	НД	73±15

Примечание. НД — ниже порога детектирования, который по ¹³⁷Cs и ⁶⁰Co соответствовал 2 Бк/кг. В соответствии с РКВС-90 [118] допустимое загрязнение почвы и грунта (ПДК) по ¹³⁷Cs соответствует 2590 Бк/кг, по ⁶⁰Co — 370 Бк/кг.

В морской воде в течение всего периода работ изменения осколочной активности выше фона не обнаружено за исключением одного дня (19 июля 2002 г. были завершены работы по удалению 130 пеналов с ОТВС, вскрыты капы и производилась выгрузка оборудования, загрязненного радиоактивными веществами), когда она кратковременно возросла (не более чем на час) до 80±20 Бк/м³ (0,04 ПДК) по ¹³⁷Cs.

Сравнительный анализ картограмм радиационных полей в бухте Сельдевая, полученных перед проведением радиационно-опасных работ на ПМ-32 и по их окончании свидетельствует об отсутствии значимого влияния выгрузки дефектного ядерного топлива на изменение радиоэкологической обстановки в пункте временного базирования судна.

В результате анализа имеющихся данных, характеризующих радиоэкологическую обстановку на ФГУП «СВРЦ» МО РФ, можно сделать следующее заключение:

- радиоэкологическая обстановка на территории поселка Сельдевой, ФГУП «СВРЦ» и акватории бухты Сельдевая нормальная за исключением локального участка загрязнения донных отложений радионуклидами ¹³⁷Cs и ⁶⁰Co, где она является нарушенной;
- производственная деятельность судоремонтного завода не оказывает влияния на изменение радиоэкологической обстановки на прилегающей поселок Сельдевой;
- нормализация радиоэкологической обстановки на акватории бухты Сельдевая в районе радиоактивного загрязнения донных отложений происходит естественным путем.

3.2.3. Радиоэкологическая обстановка на БТБ в бухте Горбушечья (Филиал № 2 ФГУП «ДальРАО»)

Радиоэкологическая обстановка на Камчатке формируется природными факторами, глобальными выпадениями, а в пунктах отстоя, утилизации АПЛ и БТБ — техногенными факторами. Камчатская область занимает наиболее благоприятное с точки зрения радиационной безопасности для населения страны положение. Мощность эквивалентной дозы на ее территории изменяется от 0,04 до 0,10 мкЗв/ч, что в 1,5—2 раза ниже, чем в Хабаровском и Приморском краях, а на побережье не превышает 0,04 мкЗв/ч. При этом концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в глобальных выпадениях в три-четыре раза меньше, чем в Дальневосточном регионе [146, 37, 62, 147, 148].

Длительный период эксплуатации и начавшейся с 1997 г. утилизации АПЛ не внес изменений в расстановку приоритетов влияния радиационных факторов на население. Исследования показали, что техногенные радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , а в отдельных местах ^{60}Co локализуются внутри административных границ пунктов утилизации в виде небольших зон радиоактивного загрязнения донных отложений (размером в метры или десятки метров) и не накапливаются в фауне и флоре в концентрациях, превышающих допустимые нормы.

Аналогичная радиоэкологическая обстановка наблюдается и на БТБ в бухте Горбушечья. Расширенные радиоэкологические исследования в 1996 г. показали, что гамма-поле на ее территории формируется природными радионуклидами, а в местах расположения хранилищ или площадок РАО — прямым гамма-излучением от ТРО (рис. 3.17 [132]).

Из данных, приведенных на рис. 3.18, следует, что гамма-поле на территории БТБ имеет МЭД в пределах от 0,02 до 0,15 мкЗв/ч и только в районе хранилищ и площадок для временного хранения ТРО изменяется от 0,15 до 28 мкЗв/ч. При этом, несмотря на близость к береговой черте, не наблюдается радиационных стоков, которые, например, существуют на БТБ в бухте Сысоева и обусловлены интенсивным выходом радиоактивных веществ в окружающую среду. Излучение на пирсах связано со стоянкой в тот период судов АТО с РАО и временным нахождением контейнеров с ТРО.

Отбор проб почвы за пределами хранилищ (площадок с ТРО) и их гамма-спектрометрический анализ показали, что в них присутствует ^{137}Cs в концентрациях 3—30 Бк/кг, что характерно для местного фона [149]. Контрольный отбор проб поверхностных стоков и растительности не выявил наличия в них техногенных радионуклидов выше порога чувствительности метода анализа (2 Бк/кг).

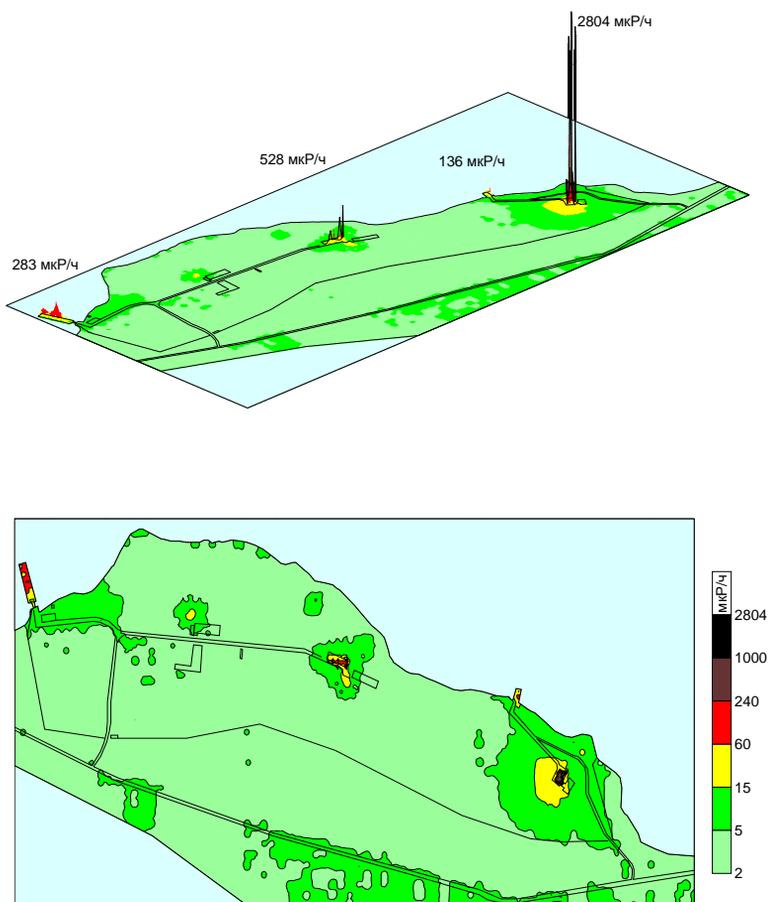


Рис. 3.17. Состояние гамма-поля на территории БТБ в бухте Горбушечья

В заключение можно сделать вывод, что радиоэкологическая обстановка на БТБ в бухте Горбушечья нормальная.

3.2.4. Радиоэкологическая обстановка в местах обращения с дефектным ОЯТ

Бухта Сельдевая. На Камчатке была проведена операция, подобная описанной в разделе 3.1.4 (выгрузка ОЯТ с ПМ-80), по выгрузке дефектного ОЯТ с плавмастерской ПМ-32. Однако отрицательных радиоэкологических последствий, возникших в Приморье, при этом не отмечалось ни на территории судоремонтного завода, ни на акватории бухты Сельдевая. В связи с выбором наиболее радиоэкологически безопасного способа удаления дефектного ОЯТ (совместно с пенами), значительно лучшей радиационной обстановкой в хранилище ОТВС судна и кратковременностью проведения работ радиационные показатели объектов внешней среды остались без изменений (табл. 3.19).

Таблица 3.19. Удельная активность искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды на территории судоремонтного завода, в поселке Сельдевой и на акватории бухты Сельдевая до и после окончания удаления дефектного ОЯТ с ПМ-32, Бк/кг (м³)

Район отбора проб	Точка отбора	Вид пробы	Период работ, радионуклид			
			Перед работами		После работ	
			¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co
Судоремонтный завод	1	Почва	24±3 *	НД	23±3 *	НД
	2	Трава	НД	НД	НД	НД
Поселок		Почва	5±1	НД	4±1	НД
	1	Трава	НД	НД	НД	НД
		Почва	4±1	НД	3±1	НД
	2	Трава	НД	НД	НД	НД
		Почва	2±1	НД	НД	НД
	Акватория	2	Трава	2±1	НД	НД
Почва			НД	НД	НД	НД
1		Трава	НД	НД	НД	НД
		Вода	<20	<20	<20	<20
		Грунт	25±10 *	25±10 *	27±10 *	23±10 *
		Грунт	40±15 *	36±12 *	38±15 *	34±12 *
1	Бентос	НД	НД	НД	НД	
	Камбала	НД	НД	НД	НД	

* Остаточное радиоактивное загрязнение донных отложений, произошедшее в 80-х годах.

Примечание. НД — ниже порога детектирования (1,5 Бк/кг).

Анализ радиационной обстановки за пределами ПМ-80 позволил сделать заключение, что при стоянке судна остаточное радиоактивное загрязнение корпуса корабля создает в радиусе до 50 м от него область повышенного содержания техногенных радионуклидов в воздухе с концентрациями

^{137}Cs и ^{90}Sr в аэрозолях в два-три раза выше фона (на ПМ-32 — не превышающую фон), что соответствует 0,0001 ПДК для населения [97]. При проведении подготовительных работ, связанных с удалением дефектного ОЯТ, концентрация радионуклидов в аэрозолях и атмосферных выпадениях на борту ПМ-80 возрастала в 10—30 раз (0,001 ПДК для населения). Извлечение ОТВС, подрезка пеналов, их подрыв и переработка ЖРО увеличивают содержание радионуклидов в аэрозолях в 1000—5000 раз по сравнению с фоном, однако такое их количество не превышает 0,1 ПДК для населения. В то же время в помещении хранилища ОТВС судна концентрация аэрозолей при отсутствии работ соответствует 0,01 ПДК (для персонала), при подготовке помещения и оборудования к работам — 0,1—2 ПДК, а при выполнении основных операций достигает 32 ПДК (на ПМ-32 — менее 1 ПДК).

Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения, плотность потока бета-частиц на рабочих поверхностях в ХОТВС ПМ-80 в сотни и тысячи раз, а на верхней палубе в зоне строгого режима в единицы и десятки раз превышают допустимые нормы (на ПМ-32 — на порядок меньше). В жилой зоне плавучих мастерских и на судах обеспечения радиоактивного загрязнения, превышающего допустимые нормы, не обнаружено.

В морской воде, фауне и флоре концентрации техногенных радионуклидов в районе пирса, на территории и акватории бухты Конюшкова по нормам ВМФ [118] не превышают 1 ПДК (в районе стоянки ПМ-32 — на уровне местного фона), а в питьевой и речной воде — фона. Исключение до дезактивации составляли локальные участки радиоактивного загрязнения обочин автодорог и донные отложения в районе стоянки ПМ-80, где концентрации ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{60}Co достигают 1—60 ПДК (в бухте Сельдевая дополнительного радиоактивного загрязнения донных отложений в месте нахождения ПМ-32 не обнаружено).

3.3. Объекты Хабаровского края

Бухта Постовая. В бухте Постовая атомные подводные лодки стали базироваться в 1983 г. (Хабаровский край, Советская Гавань). В их состав входили четыре АПЛ первого поколения. С 1989 г. по настоящее время они переведены в отстой. В 2000—2005 гг. две АПЛ переведены в бухту Павловского для последующей передачи на утилизацию. В настоящее время в ожидании буксировки находятся еще две АПЛ.

На территории прилегающего поселка Заветы Ильича состояние гамма-поля определяется излучением природных радионуклидов: проведено

430 измерений, средняя МЭД равна 0,1 мкЗв/ч (10 мкР/ч), интервал изменений — 0,005—0,200 мкЗв/ч. Максимальный уровень в золоотвале соответствовал 0,28 мкЗв/ч (28 мкР/ч).

Такое же состояние гамма-поля (610 измерений) отмечено и на технической территории пункта отстоя за исключением штатных мест хранения ТРО. На оконечности одного из пирсов МЭД от временно находившегося там контейнера с ТРО соответствовала 0,4 мкЗв/ч (41 мкР/ч) и на двух контейнерных площадках достигала 3,26 мкЗв/ч (326 мкР/ч), а 0,28 мкЗв/ч (28 мкР/ч) соответственно. Вокруг них существовало поле прямого гамма-излучения, которое хорошо просматривается на рис. 3.18 [132]. Отбор контрольных проб почвы и травы на технической территории за пределами технологических площадок не выявил содержания техногенных радионуклидов (^{137}Cs и ^{60}Co) выше допустимых норм и фона (3—5 Бк/кг).

По результатам анализов, выполнявшихся специалистами службы радиационной безопасности в соответствии с [118] в отдельных контрольных точках до 1994 г., удельная активность морской среды (воды, донных отложений, водорослей и пр.) в районе пирсов соответствовала фону.

Расширенные исследования в 1994 г. показали, что загрязнение донных отложений в бухте Постовая все-таки происходило, но не было своевременно обнаружено из-за того, что не проводилось радиационное картографирование (**рис. 3.19**) [132].

В районе оконечности одного из пирсов на дне был обнаружен контейнер, МЭД на поверхности которого соответствовала 24,7 мкЗв/ч (2470 мкР/ч). Подъем контейнера снизил МЭД до 0,4 мкЗв/ч (36 мкР/ч), однако на месте его расположения осталась небольшая область радиоактивного загрязнения донных отложений размером 10x15 м, содержащая ^{60}Co с концентрациями 5—300 Бк/кг (менее ПДК).

Вторая более обширная область загрязнения (30x50 м) обнаружена вдали от пирсов. МЭД там достигала 18,4 мкЗв/ч (1840 мкР/ч). Загрязнение также было обусловлено ^{60}Co , концентрация которого изменялась от 5 до 6600 Бк/кг и достигала 18 ПДК (концентрация ^{137}Cs не превышала 100 Бк/кг — менее ПДК). Водолазное обследование не выявило наличия видимых предметов на дне. Принимая во внимание, что эти источники сформировались примерно на восемь лет раньше проводившихся исследований и имеют небольшие размеры, поведение радиоактивной примеси можно расценивать как относительно консервативное. В настоящее время максимальная МЭД не превышает 4—5 мкЗв/ч в связи с распадом ^{60}Co примерно в четыре раза ($T_{1/2} = 5,3$ года), а размеры аномалий уменьшились в 1,5—2 раза.

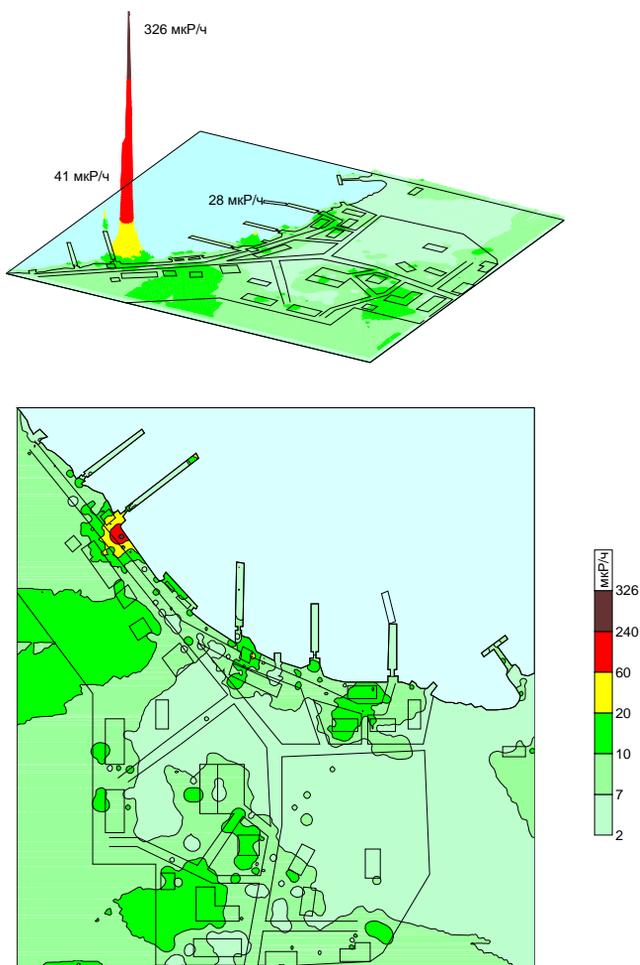


Рис. 3.18. Состояние гамма-поля на технической территории пункта отстоя АПЛ в бухте Постовая

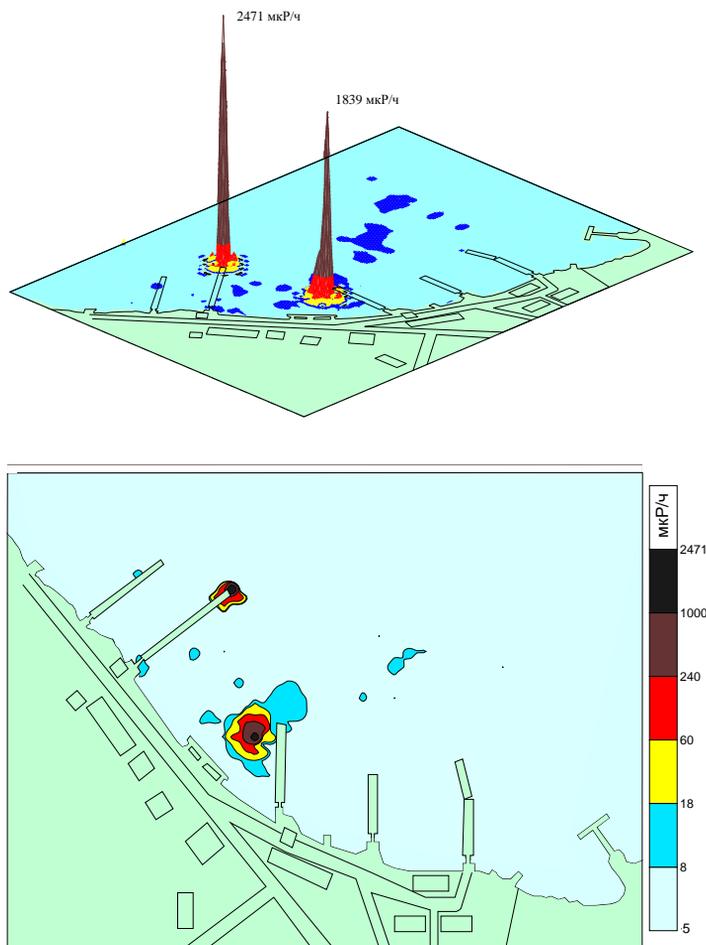


Рис. 3.19. Состояние гамма-поля донных отложений в бухте Постовая

Одновременно были произведены отбор проб морских водорослей вдоль береговой черты и отлов рыбы с пирсов. Гамма-спектрометрический анализ не выявил содержания в них техногенных радионуклидов в концентрациях, превышающих порог чувствительности метода анализа — 3 Бк/кг.

Исследования позволили сделать следующее заключение:

- радиоэкологическая обстановка в пункте отстоя нормальная;
- загрязнения искусственными радионуклидами фауны и флоры выше допустимых норм и фоновых значений не обнаружено;
- содержание ^{60}Co только на одном локальном участке загрязнения донных отложений превышало допустимые нормы;
- альфа-бета-гамма-загрязнения технической и прилегающих территорий, а также поселка Заветы Ильича искусственными радионуклидами не обнаружено; гамма-поле определяется излучением природных радионуклидов.

3.4. Морские районы захоронений РАО в Дальневосточном регионе

3.4.1. Практика и нормирование затопления РАО в морях

Практически с начала работ по использованию атомной энергии в военных и мирных целях многие государства начали использовать практику затопления радиоактивных отходов в морях Мирового океана. Первую операцию такого рода провели США в 1946 г., затопив твердые низкоактивные отходы недалеко от побережья Калифорнии. Затем подобную практику использовали и другие государства: Великобритания — с 1949 г., Новая Зеландия — с 1954 г., Япония — с 1955 г., Бельгия — с 1960 г. и т. д. Всего в 1946—1982 гг. затопление радиоактивных отходов, по данным МАГАТЭ, осуществляли 14 стран в 47 районах Тихого и Атлантического океанов. Подавляющая часть этих отходов приходится на северо-западную Атлантику (около 98%).

В 1957—1993 гг. в Арктике и на Дальнем Востоке затопление ТРО и слив ЖРО осуществляли сначала СССР, а позднее и Российская Федерация. Удаление РАО в моря производилось в специально выбранных районах без интенсивного судоходства и рыболовного промысла. Последний слив ЖРО был осуществлен в 1993 г., а сброс ТРО — в 1992 г. После этого Россия сбросов РАО в моря не производила [55].

В нашей стране при нормировании сбросов РАО исходили из требования, чтобы радиус зоны загрязнения воды с концентрацией радиоактивных веществ выше предельно допустимой концентрации не превышал 1 км [56]. Этому требованию отвечает вариант, когда выход радионуклидов не превышает $3,5 \cdot 10^{-2}$ Ки/ч (1300 МБк/ч) по ^{90}Sr (ПДК принималась равной 0,37 Бк/л), т. е. не более 300 Ки/год (11 ТБк/год). В этих условиях

3. Реальная радиационная обстановка на объектах хранения и утилизации АПЛ и реакторных блоков, а также обращения и хранения ОЯТ и РАО

площадь зоны с загрязнением воды более 1 ПДК составляет около 3 км². На расстоянии до 1 км вода содержит радиоактивные загрязнения на уровне ПДК, 5 км — 0,1 ПДК, 20 км — 0,01 ПДК, 50 км — 0,001 ПДК, т. е. достигает фона.

В связи с возможными различиями коэффициентов турбулентной диффузии в районах захоронения ТРО в расчеты введен трехкратный коэффициент запаса, и все нормирование проведено для допустимого выхода ⁹⁰Sr в пределах до 100 Ки/год (3,7 ТБк/год) или эквивалентного количества других радионуклидов. В окончательном варианте было принято, что ТРО в среднем содержат 50% ⁶⁰Co и по 25% ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs.

За весь период эксплуатации кораблей с ЯЭУ ТОФ было удалено 11 854 Ки (438,6 ТБк) ЖРО и затоплено 6817 Ки (252,2 ТБк) ТРО, из них 97% ЖРО и 56% ТРО сброшено в Японском море, остальные — в северо-западной части Тихого океана в районе Камчатки (табл. 3.20).

Таблица 3.20. Общее количество РАО, удаленных ТОФ в морях Дальневосточного региона, Ки (37 Гбк) [57]

Акватория	Район	Удаление от берега, км	Глубина в районе, км	Период эксплуатации района	Активность, Ки	
					ЖРО	ТРО
Японское море	1	170	3,0—3,4	Не эксплуатировалось	—	—
Японское море	2	300	2,8—3,4	Не эксплуатировалось	—	—
Японское море	5	46	1,1—1,5	1962—1992 г.	117	869
Японское море	6	93	1,9—3,3	1967—1990 г.	—	2234
Японское море	9	220	3,3—3,4	1974—1993 г.	10 840	721
Японское море	10	220	2,9—3,3	1974—1984 г.	536	—
Охотское море	3	300	1,3—1,8	Не эксплуатировалось	—	—
Район Камчатки	4	300	4,7—5,3	Не эксплуатировалось	—	—
Район Камчатки	7	37	1,4—1,5	1962—1992 г.	361	—
Район Камчатки	8	45	2,0—2,6	1969—1992 г.	—	2993

Примечание. Допустимый сброс в районе № 5: ЖРО — 500 Ки/год; № 6: ТРО — 2000 Ки/год; № 7: ЖРО — 500 Ки/год; № 8: ТРО — 2000 Ки/год; № 9: ЖРО — 5000 Ки/год; ТРО — 2000 Ки/год; № 10: ЖРО — 1000 Ки/год; ТРО — 2000 Ки/год.

ЖРО сливали на поверхность моря под винты спецкораблей, что ускоряло их рассеяние. Около 90% общего количества ТРО было сброшено в море

в малогабаритных (объемом 1 м³) металлических контейнерах из стали толщиной 3 мм, что обеспечивало в среднем защиту ТРО от контакта с морской водой в течение 10 лет. Крупногабаритные изделия были сброшены без контейнеров, из них радиоактивные вещества переходят в воду в течение года. До 1993 г. ТОФ ежегодно сбрасывал в дальневосточные моря РАО с активностью от 10 до 200 Ки (0,37—7,4 ТБк). После аварии на АПЛ в бухте Павловского в конце 1985 г. количество РАО резко увеличилось, но затем вновь сократилось.

Таблица 3.21. Динамика удаления РАО ТОФ В Японское море, Ки [57]

Год	Слив ЖРО			Сброс ТРО		
	Район 5	Район 9	Район 10	Район 6	Район 9	Район 10
1966	0,1	—	—	—	—	—
1967	0,2	—	—	—	—	—
1968	3,0	—	—	20,8	—	—
1969	0,9	—	—	209,1	—	—
1970	1,8	—	—	22,2	—	—
1971	1,5	—	—	94,7	—	—
1972	32,4	—	—	111,4	—	—
1973	23,4	—	—	182,4	—	—
1974	28,0	21,3	—	—	73,4	—
1975	—	3,4	—	—	8,4	—
1976	—	13,1	—	—	18,0	—
1977	—	0,4	—	—	189,2	—
1978	—	20,0	—	—	130,6	—
1979	—	—	411,3	—	—	205,3
1980	—	—	52,0	—	—	85,2
1981	—	—	4,0	—	—	155,2
1982	—	—	13,6	—	—	250,0
1983	—	—	20,4	—	—	25,4
1984	—	3,3	34,6	—	489,6	—
1985	—	190,5	—	—	138,9	—
1986	0,3	10 250,4	—	114,6	90,2	—
1987	—	434,8	—	115,2	132,5	—
1988	18,7	10,4	—	6,9	88,4	—
1989	—	177,8	—	—	387,6	—
1990	0,1	8,4	—	19,1	103,0	—
1991	—	4,6	—	—	139,6	—
1992	5,3	7,6	—	—	15,2	—
1993	—	0,4	—	—	—	—

Примечание. В районе № 6 слито ЖРО 318,2 Ки в 1986 г. и 170,6 Ки в 1987 г. В районе № 5 в 1986 г. сброшено 11,8 Ки ТРО.

Из данных, приведенных в табл. 3.21, следует, что в течение 28 лет удаление РАО проводилось методом чередования с интервалами 5—10 лет

в каждом районе. Ежегодная нагрузка составляла 1—10% допустимых норм слива ЖРО и 10—25% допустимых норм сброса ТРО (кроме 1986 г.).

За все годы в Японское море поступило около 7 тыс. контейнеров, несколько десятков крупногабаритных конструкций (четыре корпуса реакторов АПЛ, 10 крышек от них, 35 судов с РАО и 2 спецсудна, занимавшихся транспортировкой и хранением РАО), слито 87 тыс. м³ ЖРО. В районе Камчатки сброшено 1460 контейнеров, затоплено два судна и слито 36 тыс. м³ ЖРО. Каждый выход спецсудна сопровождался сливом 400—600 м³ ЖРО или сбросом в среднем 30 однокубовых контейнеров. ЖРО поступали под винты на протяжении 20—30 км. Контейнеры сбрасывали по ходу судна, что обеспечивало расстояние между ними от 1 до 3 км [130].

В 62% выходов спецсудов был осуществлен слив ЖРО низкой удельной активности (менее $1 \cdot 10^{-5}$ Ки/л), в 38% — средней удельной активности (до $1 \cdot 10^{-3}$ Ки/л). Как правило, за один выход сливали от 200 до 800 м³ ЖРО низкой удельной активности и не более 50—100 м³ средней удельной активности. 26% сброшенных контейнеров содержали менее 0,1 Ки (0,001 ТБк), 47% — 0,1—1,0 Ки (0,001—0,01 ТБк), 20% — 1—10 Ки (0,01—0,1 ТБк) и 7% — 10—100 Ки (0,1—1,0 ТБк).

Наибольший объем в ТРО (60—80%) занимали загрязненные радионуклидами обрезки металлов, спецодежда, дезактивационные материалы, мусор. Остальное приходилось на крупногабаритное оборудование (парогенераторы, насосы, фильтры и др.). Радиоактивность оборудования составляла 80% суммарной активности сброшенных ТРО и в разных случаях была обусловлена ¹³⁷Cs (30—70%), ⁹⁰Sr (20—30%), ⁶⁰Co (10—90%), ⁵⁴Mn (10—30%). Средний состав ЖРО определяли ¹³⁷Cs (40±15%), ⁹⁰Sr (30±15%), ¹³⁴Cs, ⁶⁰Co (5±3%) и другие радионуклиды. С учетом прошедшего времени можно считать, что все радиоактивные вещества из однокубовых контейнеров и неупакованных изделий перешли в морскую воду и не являются источниками радиоактивного загрязнения.

Примерно 5% РАО было затоплено с судами (табл. 3.22). Расстояние между судами исчисляется десятками километров. Поскольку корпуса кораблей обеспечивают удержание РАО в течение 20—30 лет, они до настоящего времени представляют определенную радиозоологическую опасность.

В итоге за весь период деятельности флота на площадь 10⁶ км² сброшено 8,5 тыс. контейнеров с ТРО, каждый из которых может в среднем создавать зону повышенного (на уровне ПДК) содержания техногенных радионуклидов площадью 0,03 км², что составляет не более 0,03% размеров выделенного района. Теоретически такой способ захоронения не должен приводить к загрязнению прилегающих районов и нарушению радиозоологического равновесия.

Таблица 3.22. Суммарная активность A_{Σ} (Ки) и радионуклидный состав (%) ТРО, затопленных в Японском море совместно с кораблями [57]

Корабль	A_{Σ} , Ки	^{137}Cs	^{90}Sr	^{60}Co	^{54}Mn
1	32,8	< 1	< 1	90	9
2	19,9	< 1	< 1	93	6
3	19,3	< 1	< 1	90	9
4	5,9	< 1	< 1	90	9
5	14,2	6	20	65	5
6	13,5	70	20	5	4
7	35,6	70	20	5	4
8	373,3	70	21	4	4
9	103,0	62	6	25	2
10	2,2	20	< 1	50	29
11	3,6	20	< 1	50	30
12	7,3	35	< 1	40	24
13	2,8	35	< 1	45	19
14	7,1	30	< 1	45	24
15	11,3	70	< 1	9	20
16	10,6	75	< 1	9	15

Примечание. На остальных судах активность РАО не превышает 2 Ки.

В настоящее время источниками радиоактивного загрязнения остаются ТРО, затопленные на нескольких десятках судов и содержащие менее 5% суммарной активности РАО, сброшенных за прошедшие годы. Области загрязнения морской воды от каждого из таких судов на уровне 1 ПДК по ^{90}Sr составляют от 100 до 300 м в горизонтальной плоскости и не более 10—30 м в вертикальной. В течение прошедших лет захоронение РАО ТОФ в 99,9% всех случаев соответствовало щадящему режиму эксплуатации районов и не превышало 25% допустимых норм.

3.4.2. Радиоэкологическая обстановка в местах удаления РАО ТОФ в дальневосточные моря

На начальном этапе удаления РАО в моря предусматривалась процедура оценки радиоэкологического состояния районов захоронения путем сравнения концентрации искусственных радионуклидов в морской воде, донных отложениях и гидробионтах с допустимыми нормами. В 60-х годах основное внимание уделялось определению содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{144}Ce . В настоящее время наибольший интерес представляют ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu , ^{240}Pu . Исследования первого десятилетия показали, что через двое-трое суток после слива ЖРО концентрации техногенных радионуклидов в морской воде снижаются до фона. Однако иногда обнаруживались незначительные превышения (в два-семь раз), которые составляли менее 1% природной активности, обусловленной ^{40}K , и не превышали предельно допустимых концентраций

(ПДК ^{90}Sr принималась равной 370 Бк/м³, ^{137}Cs — 1480 Бк/м³, ^{144}Ce — 1850 Бк/м³, ^{239}Pu — 18 Бк/м³ [56]).

Впоследствии в связи с незначительным загрязнением морской среды радиоактивными отходами ВМФ по сравнению с последствиями ядерных испытаний контроль за содержанием техногенных радионуклидов прервался на 20 лет. Интерес к этой проблеме возник вновь в начале 90-х годов на волне общественного протеста, связанного с использованием ЯЭУ на судах и военных кораблях.

В дальневосточных морях последний слив ЖРО ТОФ был произведен в 1993 г., а сброс ТРО — в 1992 г. Хотя при сливе ЖРО в Японское море поступило всего 0,38 Ки (14 ГБк), это послужило новым импульсом к широкомасштабным исследованиям. Во время совместной японско-корейско-российской экспедиции 1993 г. специалисты Японии отобрали пробы морской воды в фоновых районах и районах захоронения РАО. Радионуклидный анализ показал, что концентрация ^{137}Cs в них не изменилась и соответствует фону — 3—5 Бк/м³ [164]. Этот вывод согласуется с исследованиями, выполненными специалистами России сразу после слива ЖРО, где было показано, что концентрация техногенных радионуклидов уже через 20 мин не превышает ПДК, а через 15—20 ч достигает фона [177, 129].

Наиболее полномасштабные исследования в районах захоронения РАО Россией, Японией и Кореей в Тихоокеанском регионе были проведены в двух японско-корейско-российских экспедициях 1994—1995 гг. при участии представителей МАГАТЭ (табл. 3.23) [162—164].

Из данных, приведенных в табл. 3.22 и 3.24, следует, что за 28 лет эксплуатации морских районов захоронения РАО содержание искусственных радионуклидов в воде не увеличилось, а, напротив, уменьшилось в два-три раза по сравнению с 60-ми годами в результате самоочищения атмосферы Земли от продуктов ядерных испытаний. Глубинное и широтное распределение радионуклидов в воде неравномерно. На горизонте 200 м содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr на 5—15% больше, чем на поверхности, и в два-четыре раза выше, чем в придонном слое. Максимум содержания $^{239,240}\text{Pu}$ приходится на глубины 500—1000 м. Это не связано с захоронением РАО, так как подобные явления наблюдаются и в фоновых районах [168].

Данных о радионуклидном составе донных отложений в районах захоронения РАО практически нет. В районе № 5 (Японское море) до начала его эксплуатации в 1966 г. один раз производился отбор проб грунта. Обнаружены ^{90}Sr в концентрации 1,5 Бк/кг, ^{137}Cs — 14,1 Бк/кг и ^{144}Ce — 13,3 Бк/кг. В 1967 г. повторные исследования показали, что содержание ^{90}Sr составляет 2,7 Бк/кг, ^{137}Cs — 5,6 Бк/кг.

Таблица 3.23. Содержание искусственных радионуклидов в морской воде в районах захоронения РАО в Японском море и у Камчатки, Бк/м³ [42]

Район, период	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce
Японское море:			
район 5:			
до эксплуатации, 1962 г.	3,3	1,0	0,7
во время эксплуатации:			
1967 г.	7,7	3,4	2,6
1968 г.	8,4	51,8	3,6
1969 г.	11,5	5,2	11,5
1971 г.	4,0	5,5	1,6
1973 г.	1,4	0,8	3,1
район 6:			
до эксплуатации, 1966 г.	2,7	1,2	—
во время эксплуатации:			
1967 г.	4,9	2,9	—
1968 г.	3,9	15,0	—
1969 г.*	0,5	< 0,3	—
1971 г.	1,8	5,7	—
1973 г.	1,1	33,6	0,3
Камчатка:			
район 7:			
до эксплуатации, 1962 г.	0,8	1,2	1,5
во время эксплуатации:			
1967 г.	1,0	3,5	0,6
1975 г.	<0,3	0,6	<0,3
1975 г.*	<0,3	0,8	<0,3
район 8:			
до эксплуатации, 1962 г.	0,9	4,2	—
во время эксплуатации:			
1967 г.	0,7	1,9	—
1975 г.	<0,3	0,6	—
1975 г.*	<0,3	0,6	<0,3

Примечания: 1. В придонном слое (*) удельная активность в 1,5—3,0 раза меньше поверхностной.

2. Погрешность измерений — ±30% [39].

3. В этот период фоновое содержание ¹³⁷Cs в Японском море и в северо-западной части Тихого океана составляло 5—9 Бк/м³, ⁹⁰Sr — 2—5 Бк/м³ и ¹⁴⁴Ce — 1—3 Бк/м³.

Таблица 3.24. Средние концентрации искусственных радионуклидов в морской воде в районах захоронения РАО в Тихоокеанском регионе, Бк/м³

Станция	Слой воды	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239, 240} Pu
Японское море:				
N 1	Поверхность	1,7	3,2	0,024
	Дно	0,4	1,1	0,026
N 2	Поверхность	1,9	3,3	0,017
	200 м	2,0	3,6	0,018
	500 м	1,7	2,9	0,027
	750 м	1,3	3,1	0,037
	1000 м	1,2	2,0	0,033
	2000 м	0,5	0,8	0,024
	Дно	0,4	0,8	0,023
N 3	Поверхность	1,9	3,6	0,018
	Дно	0,7	1,1	0,022
N 4	Поверхность	1,8	3,0	0,008
	Дно	0,7	1,1	0,015
N 5	Поверхность	2,0	2,8	0,021
	Дно	1,2	1,6	0,028
N 6	Поверхность	1,6	3,2	0,025
	Дно	0,4	0,6	0,029
N 7	Поверхность	1,6	2,8	0,022
	Дно	0,9	2,0	0,028
K 1	Поверхность	2,0	2,9	0,016
	Дно	0,4	1,1	0,027
Охотское море:				
R 1	Поверхность	1,2	1,9	0,003
	Дно	1,1	2,5	0,007
R 2	Поверхность	1,2	1,8	0,004
	Дно	1,1	2,4	0,007
R 3	Поверхность	1,1	2,1	0,002
	Дно	0,4	1,1	0,010
Тихий океан:				
R 4	Поверхность	1,2	1,8	0,008
	200 м	1,0	2,0	0,021
	500 м	0,5	1,2	0,034
	750 м	0,4	0,9	0,030
	1000 м	0,3	0,6	0,026
	Дно	0,2	0,3	0,014
R 5	Поверхность	1,2	2,1	0,003
	Дно	0,3	—	0,020
J 1	Поверхность	1,8	3,2	0,008
	Дно	0,3	0,7	0,022
J 2	Поверхность	1,8	3,0	0,004
	Дно	0,4	—	0,020
J 3	Поверхность	1,6	2,8	0,005
	Дно	0,5	0,8	0,028

Примечания: 1. Нумерация станций соответствует использованной в [162—164] и [142]; N и R — районы захоронения РАО СССР и Россией, K — Кореей, J — Японией.

2. Дно — отбор проб производился на 100 м от грунта.

3. Погрешность определения средней концентрации составляет 10—30% [39].

Только через 28 лет, во время японско-корейско-российских экспедиций 1994—1995 гг., были проведены систематический отбор и радионуклидный анализ донных отложений. Для этого пробы разделяли на два слоя (0—3 и 3—10 см), каждый слой перемешивали и раздавали в равных количествах участникам экспедиции. Первичный радионуклидный анализ специалисты России и Японии проводили на борту научно-исследовательского судна «Океан». Комплексные исследования позволили сделать вывод о принадлежности обнаруженных радионуклидов к продуктам глобальных выпадений и соответствию их концентраций фону (табл. 3.25).

Таблица 3.25. Средняя концентрация искусственных радионуклидов в донных отложениях в районах захоронения РАО в Тихоокеанском регионе, Бк/кг [162—164]

Станция	Слой, см	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu
Японское море:				
N 1	0—3	—	1,5	0,05
	> 3	—	—	0,01
N 2	0—3	—	—	0,04
	> 3	—	—	0,01
N 3	0—3	—	1,0	0,12
	> 3	—	—	0,01
N 4	0—3	—	—	0,01
	> 3	—	—	0,01
N 5	0—3	0,10	1,2	0,04
	> 3	—	—	0,24
N 6	0—3	0,20	2,1	0,04
	> 3	—	—	1,03
N 7	0—3	0,20	2,8	0,01
	> 3	—	2,3	1,80
K 1	0—3	0,75	7,2	0,13
	> 3	—	—	—
Охотское море:				
R 1	0—3	0,29	5,3	0,74
	> 3	0,29	5,8	0,93
R 2	0—3	0,22	5,5	0,77
	> 3	0,19	5,1	0,63
R 3	0—3	0,39	2,1	0,30
	> 3	0,14	—	0,09
Тихий океан:				
R 4	0—3	0,56	2,9	2,00
	> 3	0,46	1,6	0,91
R 5	0—3	0,44	2,6	0,27
	> 3	0,11	—	0,08
J 1	0—3	0,63	5,3	2,00
	> 3	0,20	2,2	0,69
J 2	0—3	0,24	2,9	1,10
	> 3	0,15	1,3	0,40
J 3	0—3	—	—	0,18
	> 3	—	—	0,06

Примечания: 1. Нумерация станции соответствует использованной в [162—164].

N и R — районы захоронения РАО СССР и Россией, K — Кореей, J — Японией.

2. Погрешность измерений составляет 30—50% [39].

Анализ данных, полученных в международных экспедициях, показал, что концентрация искусственных радионуклидов изменяется в широком диапазоне даже в одном районе захоронения РАО. По региону ее вариации гораздо выше: для ^{137}Cs составляют от 1,0 до 7,2 Бк/кг, для ^{90}Sr — от 0,1 до 0,75 Бк/кг, для $^{239,240}\text{Pu}$ — от 0,01 до 1,80 Бк/кг. В нижележащем слое грунта, как правило, содержание этих радионуклидов в 1,5—8 раз меньше, чем в поверхностном. На станции № 7 (Японское море, район № 5 сброса РАО) обнаружены максимальные концентрации, превышающие среднефоновые значения по ^{137}Cs в два раза и по $^{239,240}\text{Pu}$ в семь раз (содержание ^{90}Sr осталось на среднем уровне). Место отбора проб оказалось относительно мелководным (1,5 км) по сравнению с другими районами (3—3,5 км) и расположено ближе к берегу. Выявленная аномалия связана со стоками глобальных выпадений с шельфовой зоны в глубоководную часть моря.

Загрязнение фауны радиоактивными веществами происходит по цепочке морская вода — планктон — обитатели моря. В придонном слое дополнительное влияние оказывают загрязнения донных отложений ТРО. В Тихоокеанском регионе все районы захоронения РАО являются глубоководными. В них не производится промысловый лов. Только один из них (№ 5) в Японском море условно относится к мелководному (глубина 1,5 км).

Из данных, приведенных в табл. 3.26, следует, что в фитопланктоне концентрации долгоживущих радионуклидов в 5—10 раз больше, чем в морской воде, и в 2—3 раза выше, чем в других гидробионтах. В зоопланктоне их содержание не отличается от фонового. В придонной рыбе (камбале) и морских звездах количество радионуклидов в 1,5—2 раза выше, чем в морской воде. В среднем вариации концентраций радионуклидов между различными представителями рыб невелики. Это свидетельствует, что основное количество радиоактивных веществ в гидробионтах определяется глобальными выпадениями.

В том же районе на станции № 7 (через 32 года после начала его эксплуатации) в международной японско-корейско-российской экспедиции 1994 г. рыболовецкий траулер России передал на научно-исследовательское судно «Океан» рыбопродукты, отобранные в придонном слое. Экспресс-анализ проб рыб и зоопланктона (креветок), выполненный последовательно специалистами России и Японии, показал, что содержание в них ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{54}Mn не превышает 0,4—1,1 Бк/кг и соответствует фону [162—164]. В дальнейшем независимые лабораторные исследования данных проб в Корее и Японии подтвердили этот вывод (табл. 3.27).

Таблица 3.26. Содержание искусственных радионуклидов в гидробионтах в районе № 5 захоронения РАО в Японском море, Бк/кг [162—164]

Период	Объект	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce
До начала эксплуатации, 1962 г.	Фитопланктон	0,6	0,9	18,9
Во время эксплуатации: 1967 г.	Зоопланктон (кальмар)	0,2	0,4	1,3
	Треска:			
	целая	0,3	0,1	1,0
	кости	0,1	0,4	1,4
	Налим:			
	ткань	0,5	0,5	0,8
	кости	0,2	0,5	0,6
1968 г.	Камбала:			
	кости	0,1	0,3	0,1
	Фитопланктон	3,1	8,4	18,0
	Навага:			
	ткань	1,0	1,4	0,1
	кости	1,8	0,3	1,2
	Бычки:			
	ткань	1,2	0,7	1,2
	кости	1,8	0,1	0,9
	Камбала:			
	ткань	0,4	1,1	2,7
кости	2,5	0,3	1,4	
Налим:	целый	1,3	1,0	0,7
	Морские звезды	1,1	2,0	0,7
1969 г.	Фитопланктон	2,9	3,1	1,2
	Бычки:			
	ткань	1,0	0,8	0,5
	кости	1,8	1,5	0,8
	Камбала:			
	ткань	1,2	1,5	2,3
	кости	3,2	2,6	1,3
	Крабы	0,1	0,1	1,2
	Трепанги	0,1	0,3	0,1
	Асцидии	1,0	0,2	1,1
	Морские звезды	1,3	1,4	0,2

Примечание. Отбор проб проводился через 2—5 суток после удаления РАО. Погрешность измерений — ±30%.

Таблица 3.27. Содержание искусственных радионуклидов в гидробионтах в районе № 5 захоронения РАО в Японском море, мБк/кг [162—164]

Морепродукт	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu
<i>Данные Кореи</i>			
Рыба (Нокке):			
ткань	5,2±2,4	250±30	0,12±0,02
голова	15,7±11,7	160±10	12,8±0,61
Рыба (Flat):			
ткань	11,3±11,7	190±20	0,71±0,07
голова	41,7±13,6	120±30	17,3±0,27
Зоопланктон (креветки):			
ткань	75,4±51,0	110±20	НД
панцирь	89,5±27,0	100±30	6,01±0,32
<i>Данные Японии</i>			
Рыба (Нокке):			
ткань	НД	240±20	0,33±0,08
голова	НД	270±50	0,35±0,09
Рыба (Flat):			
ткань	НД	150±20	0,75±0,18
голова	НД	120±20	10,0±0,10
Зоопланктон (креветки)	НД	НД	2,9±0,3

Примечания: 1. НД — ниже порога детектирования.

2. Концентрация ⁴⁰K во всех морепродуктах составляет 90±20 Бк/кг.

Из данных, приведенных в табл. 3.27, видно, что количество искусственных радионуклидов, несмотря на продолжавшуюся эксплуатацию района, не увеличилось, а, напротив, уменьшилось, что связано с самоочисткой атмосферы от продуктов ядерных испытаний. В тканях рыб накапливается преимущественно ¹³⁷Cs, в голове — ⁹⁰Sr и ^{239,240}Pu. Содержание ¹³⁷Cs в креветках в два раза меньше, а ⁹⁰Sr в 2—7 раз больше, чем в рыбе. При этом ⁹⁰Sr в равных концентрациях находится как в тканях креветок, так и в панцире, однако ^{239,240}Pu в них в два раза меньше, чем в рыбе. Основное количество искусственных радионуклидов в обитателях моря, отобранных в районах захоронения РАО ТОФ, обусловлено глобальными выпадениями, о чем свидетельствуют результаты многолетних исследований специалистов Японии (табл. 3.28) [162—164].

Проведенные исследования, в том числе в ходе международных экспедиций 1993—1999 гг. [153, 161—163] показали, что сбросы РАО ТОФ в Японское море и северо-западную часть Тихого океана не привели к радиоактивным загрязнениям морской среды, содержание искусственных радионуклидов в них соответствует фону, обусловленному глобальными выпадениями.

Таблица 3.28. Фоновое содержание искусственных радионуклидов в гидробионтах Тихоокеанского региона, Бк/кг

Гидробионт	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	^{239, 240} Pu
Японское море:				
рыба	НД—0,27	0,03—1,1	НД	НД—0,12
ракообразные	НД—0,21	НД—0,54	—	—
Охотское море:				
рыба	—	НД—0,56	НД	—
Тихий океан:				
рыба	—	НД—1,60	НД—5,5	—
ракообразные	НД—0,21	НД—0,21	НД—3,0	—

Примечания: 1. НД — ниже порога детектирования.

2. Концентрация ⁴⁰K во всех морепродуктах составляет 90±20 Бк/кг.

За весь период эксплуатации морских районов захоронения РАО ТОФ в Тихоокеанском регионе не было случаев отлова морепродуктов, содержащих техногенные радионуклиды в концентрациях, которые превышают фоновые значения и тем более допустимые нормы.

3.4.3. Оценка активности РАО, затопленных в дальневосточных морях

Официальная информация об активности и местах захоронения РАО в морях, омывающих территорию Российской Федерации, была впервые представлена в марте 1993 г. в докладе специальной правительственной комиссии, опубликованном на русском языке и известном также под названием «Белой книги-93» [142].

Критический анализ данных этого доклада для наиболее активных РАО — судовых ядерных реакторов и контейнера с ОЯТ атомного ледокола, затопленных в Арктике, выявил значительные погрешности и расхождения с позднее проведенными оценками. В 1994—1996 гг. МАГАТЭ осуществило международный проект IASAP (International Arctic Seas Assessment Project). В ходе работ по этому проекту были выполнены расчеты, которые базировались на достоверной информации о количестве, обогащении и выгорании ОЯТ в реакторах, затопленных в Арктике. Эти расчеты [175] показали, что истинные значения активности продуктов деления, трансурановых элементов и активационных радионуклидов существенно отличаются от указанных в «Белой книге-93» [171]. Выявленное значительное расхождение данных об активности РАО, затопленных в Арктике (особенно для активационных радионуклидов), побудило критически пересмотреть аналогичные данные для дальневосточных морей, приведенные в «Белой книге-93».

Решение исключить ЖРО из дальнейшего анализа было обусловлено тем, что жидкие отходы низкой и средней удельной активности при непродолжительном («залповом») удалении их в морскую среду практически не влияют на радиационную обстановку за пределами района слива: такой район с кратковременно повышенной концентрацией радионуклидов имеет крайне малые размеры и существует весьма недолгое время. В частности, по итогам натурных наблюдений, выполненных с помощью высокочувствительной аппаратуры в 1993 г. при сливе ЖРО в Японском море, установлено, что удельная активность морской воды в зоне такого слива превышает фоновую только в течение 24 ч, а радиус такой зоны не более 0,5 км [177, 129].

По данным «Белой книги-93», в шести из десяти дальневосточных районов удаляли только ЖРО. Это районы № 1, 2 и 5 в Японском море, № 4 и 7 у восточного побережья Камчатки и единственный в Охотском море район № 3. По указанной выше причине дальнейшему рассмотрению подвергнуты только ТРО, захороненные в четырех районах: № 6, 9 и 10 в Японском море и № 8 у восточного побережья Камчатки. В табл. 3.29 эти ТРО ранжированы по величине активности.

Для последующего анализа твердые РАО были разделены на следующие три категории:

- корпуса реакторов АПЛ, затопленные в Японском море;
- крышки ядерных реакторов АПЛ, затопленные в Японском море;
- контейнеры с твердыми РАО, в основном с отходами низкой удельной активности (ОНУА), затопленные в северо-западной части Тихого океана.

Таблица 3.29. Исходная информация об активности ТРО, затопленных в дальневосточных морях (районы ранжированы по значениям активности во время затопления [142])

Район	Активность, ТБк (Ки)		
	ТРО	ЖРО	Суммарная активность
Северо-западная часть Тихого океана вблизи Камчатки: № 8	111 (2 992)	—	111 (2 992)
Японское море: № 9	82 (2230)	401 (10 840)	483 (13 070)
№ 6	32 (869)	18 (489)	50 (1 358)
№ 10	27 (721)	19 (536)	46 (1 257)
<i>Всего в районах 6, 8—10</i>	<i>6 812 (252)</i>		

Корпуса реакторов АПЛ. Данный раздел базируется на материалах исследований, описанных в докладах [180, 178].

Среди твердых радиоактивных отходов, которые были затоплены в 1959—1991 гг. в морях, омывающих территорию РФ, наибольшую активность содержали судовые ядерные реакторы с невыгруженным ОЯТ. В основном эта активность была обусловлена продуктами деления урана и в меньшей степени трансурановыми элементами, содержащимися в ОЯТ, а также активационными радионуклидами, образующимися в результате взаимодействия нейтронов, которые возникают при работе реактора, с материалами, окружающими его активную зону. Среди единичных затопленных упаковок на втором месте по величине активности находятся судовые ядерные реакторы, из которых ОЯТ выгружено. В таких реакторах активность обусловлена только радионуклидами активационного происхождения. В Японском море затоплены судовые ядерные реакторы без ОЯТ. Поэтому активность содержащихся в них радионуклидов и степень их радиоэкологической опасности существенно ниже, чем обусловленная реакторами, затопленными в Арктике.

Впервые данные о затоплении в Японском море судовых ядерных реакторов, демонтированных с АПЛ, были опубликованы в «Белой книге-93». Согласно этим сведениям в Японском море в районе № 10 с координатами 40°10' северной широты и 131°15' восточной долготы в 1978 г. на глубине 3000 м были затоплены два реактора АПЛ без ОЯТ с суммарной активностью 1,7 ТБк (46,2 Ки) неутонченного радионуклидного состава.

Более детальный анализ первичной документации позволил выявить еще одну операцию затопления в Японском море двух судовых ядерных реакторов АПЛ без ОЯТ. Эта операция была проведена в ноябре 1971 г. в районе № 6 Японского моря с координатами 41°55' северной широты и 131°47' восточной долготы (табл. 3.30).

На основе этих данных были сделаны оценки активности радионуклидов активационного происхождения, накопленной за время эксплуатации в корпусах ядерных реакторов АПЛ. Расчеты проведены с использованием программного комплекса SCALE версии 4.3 для четырех долгоживущих радионуклидов, расположенных в порядке возрастания величины периода полураспада: ^{55}Fe ($T_{1/2} = 2,68$ лет), ^{60}Co (5,27 лет), ^{63}Ni (100,1 лет), ^{59}Ni (75 тыс. лет). Отсутствие достоверной информации о содержании бора и лития в стали не позволило оценить активность ^3H , однако она крайне мала. По причине весьма малого вклада в суммарную активность затопленных радионуклидов (не более 0,01%) не приведены также результаты расчетов активности ^{14}C .

Корпус судового реактора экранирован от активной зоны водой и стальными конструкциями теплового и радиационного экранов (так называемой экранной сборки). Эти поглощающие материалы снижают поток

3. Реальная радиационная обстановка на объектах хранения и утилизации АПЛ и реакторных блоков, а также обращения и хранения ОЯТ и РАО

нейтронов на корпус реактора как минимум в 40 раз. Концентрация никеля в углеродистой стали корпуса в 200 раз ниже, чем в нержавеющей стали. Таким образом, только небольшая часть активационных радионуклидов, возникающих в судовом реакторе, связана с его корпусом. Оценки показали, что более 90% активности активационных радионуклидов в судовом реакторе образуется в экранной сборке и лишь 7—8% — в корпусе реактора [65].

Таблица 3.30. Исходная информация для судовых ядерных реакторов АПЛ, затопленных в Японском море [178]

АПЛ (заказ)	ЯЗУ	Год		Энерговыработка, ГВт·сут
		конца эксплуатации	затопления	
143	ПБ	1969	1971	2,9
	ЛБ	1969	1971	2,9
172	ПБ	1973	1979	4,0
	ЛБ	1973	1979	4,5

Результаты расчетов активности долгоживущих радионуклидов в реакторах АПЛ в год их затопления в Японском море и в 1998 г. представлены в табл. 3.31. Поскольку в операциях, проведенных в ноябре 1971 г. и марте 1979 г., было одновременно затоплено по два реактора (попарно с каждой АПЛ), данные об активности приведены без разделения на четыре независимых источника радионуклидов.

Таблица 3.31. Активность радионуклидов в ядерных реакторах в год их затопления в Японском море и в 1998 г., Ки

Радионуклид	$T_{1/2}$, лет	АПЛ (заказ 143)		АПЛ (заказ 172)	
		Год затопления (1971 г.)	1998 г.	Год затопления (1979 г.)	1998 г.
⁵⁵ Fe	2,68	3,1E+03	2,8E+00	1,6E+03	1,2E+01
⁶⁰ Co	5,27	5,4E+01	1,5E+00	4,7E+01	3,8E+00
⁶³ Ni	100,1	6,8E+00	5,6E+00	1,1E+01	9,7E+00
⁵⁹ Ni	75 000	5,6E-02	5,6E-02	9,4E-02	9,4E-02
<i>Сумма</i>		<i>3,1E+03</i>	<i>1,0E+01</i>	<i>1,7E+03</i>	<i>2,5E+01</i>

Примечание. Радионуклиды ранжированы по величине активности в год затопления. Все районы, выделенные для слива и захоронения ТРО в Японском море, расположены в одной глубоководной (до 3,2—3,6 км) котловине, которая занимает почти всю его акваторию. Эта котловина, слегка вытянутая в северо-восточном направлении, со всех сторон ограничена крутыми склонами,

возвышающимися по периметру до 1,0—1,5 км. Водные массы Японского моря в районах затопления ТРО не изолированы друг от друга, что позволяет в дальнейшем рассматривать все четыре реактора АПЛ как единый источник радиоактивного загрязнения окружающей морской среды.

Сопоставление с ранее опубликованными сведениями показывает, что приведенные в «Белой книге-93» значения начальной активности радионуклидов занижены примерно в 100 раз в сравнении с полученными в данной работе. В настоящее время активность короткоживущего ^{55}Fe , которым вначале определялась радиационная опасность затопленных корпусов судовых реакторов АПЛ, снизилась до уровня, сравнимого с активностью более долгоживущего ^{63}Ni . Согласно расчетным данным на 1998 г. суммарная активность продуктов активации в четырех реакторах, затопленных в Японском море, составляет 1 Тбк (27 Ки), из которых 52% приходится на долю долгоживущих радионуклидов никеля ^{59}Ni и ^{63}Ni .

Выемной экран. В водо-водяных ядерных реакторах активная зона отделена от корпуса, несущего давление, набором стальных экранов с водяными прослойками между ними. Назначение этой экранной сборки — тепловая и радиационная защита корпуса реактора от недопустимых нагрузок. При перегрузках топлива и демонтаже установки внутренняя часть этой сборки, одним из слоев которой является обечайка («корзина») активной зоны, может быть извлечена из реактора. Эта часть экранной сборки называется выемным экраном.

Отсутствие информации о времени начала и конца эксплуатации выемного экрана, затопленного в районе № 8, и о принадлежности его к конкретной АПЛ не позволило достоверно установить радионуклидный состав и величину затопленной активности этого объекта. Для дальнейших оценок была использована величина активности выемного экрана, указанная в «Белой книге-93», и произвольно принято, что его радионуклидный состав не отличается от полученного расчетным путем для экранной сборки реактора АПЛ (заказ 143) на 1985 г. Полученные данные приведены в табл. 3.32.

Таблица 3.32. Активность радионуклидов в выемном экране во время его затопления в 1989 г. в районе № 8 и в 1998 г. [178]

Радионуклид	1989 г.		1998 г.	
	Ки	Тбк	Ки	Тбк
^{55}Fe	3,8E+01	1,4E+00	3,7E+00	1,4E-01
^{60}Co	1,8E+01	6,5E-01	5,4E+00	2,0E-01
^{59}Ni	1,5E+01	5,4E-01	1,5E+01	5,4E-01
^{63}Ni	1,4E-01	5,2E-03	1,3E-01	4,9E-03
<i>Сумма</i>	<i>7,0E+1</i>	<i>2,6E+00</i>	<i>2,4E+01</i>	<i>8,8E-01</i>

Примечание. Радионуклиды ранжированы по активности в год затопления.

Контейнеры с отходами низкой удельной активности. Для уточнения активности затопленных контейнеров с ОНУА были приняты во внимание два фактора — радионуклидный состав отходов в контейнерах и резкая неравномерность их удаления в море. В итоге детального анализа первичных документов установлено, что в значительном числе случаев проводился гамма-спектрометрический и радиохимический анализ ТРО, подготовливаемых к затоплению. По этим данным для контейнеров с ОНУА выявлено три типа состава радионуклидов, характерных для различных периодов эксплуатации АПЛ на Дальнем Востоке:

- 1968—1978 гг.: ^{54}Mn — 10%, ^{60}Co — 90%;
- 1979—1984 гг.: ^{54}Mn — 10%, ^{60}Co — 50%, ^{90}Sr — 10 %, ^{137}Cs — 30%;
- 1985—1992 гг.: ^{54}Mn — 10%, ^{60}Co — 10%, ^{90}Sr — 20%, ^{137}Cs — 60%.

Эти данные о среднем радионуклидном составе, характерном для контейнеров с ОНУА, были затем использованы при расчетах изменения их активности с течением времени и соответственно при определении суммарной активности отходов с учетом распада содержащихся в них продуктов деления и активации после затопления.

Откорректированные данные об активности контейнеров с ОНУА, затопленных в 1968—1992 гг. в Японском море в районах № 6, 9 и 10 и в северо-западной части Тихого океана в районе № 8 вблизи Камчатки, приведены в табл. 3.33 с указанием суммарной активности во время удаления ОНУА.

Оценка выхода радионуклидов в окружающую морскую среду. На основе полученных данных был выполнен количественный анализ с оценкой скорости выхода радионуклидов в окружающую морскую среду, обусловленного коррозией корпусов реакторов, для двух радиоэкологически независимых регионов дальневосточных морей с затопленными ТРО ТОФ:

- Японское море, районы № 6, 9 и 10;
- северо-западная часть Тихого океана, район № 8 вблизи Камчатки.

Оказалось, что максимальное значение выхода $Q(t) = 0,64$ Ки/год (0,02 ТБк/год) приходится на 1971 г., когда в районе № 6 были затоплены два реактора АПЛ, а также на 1979 г., что соответствует затоплению двух реакторов АПЛ в районе № 10 Японского моря. В течение первых 20 лет после затопления суммарная активность корпусов реакторов почти целиком определяется активностью ^{55}Fe . В дальнейшем основную роль начинают играть (последовательно, в соответствии с периодами полураспада) ^{60}Co , ^{63}Ni и ^{59}Ni . К 1998 г. скорость выхода радионуклидов из затопленных реакторов АПЛ снизилась до 48 мКи/год (1,8 ГБк/год), в основном она обусловлена ^{59}Ni [72].

Таблица 3.33. Данные об активности контейнеров с ОНУА, затопленных в 1968—1992 гг. в дальневосточных морях (за вычетом данных для ТРО без упаковки), Ки

Год затопления	Район затопления				Всего
	Японское море			У Камчатки	
	№ 6	№ 9	№ 10	№ 8	
1968	21	—	—	—	21
1969	209	—	—	113	342
1970	22	—	—	118	140
1971	111	—	—	79	190
1972	—	—	—	7	7
1973	183	—	—	26	209
1974	—	58	—	5	63
1975	—	511	—	47	558
1976	—	16	—	17	33
1977	—	179	—	41	220
1978	—	148	—	36	184
1979	—	—	34	—	34
1980	—	—	83	27	110
1981	—	—	158	27	185
1982	—	—	80	242	322
1983	—	—	26	44	70
1984	—	245	77	—	322
1985	—	147	—	1537	1684
1986	202	90	—	64	356
1987	114	134	—	81	329
1988	7	141	—	37	178
1989	—	387	—	29	418
1990	—	103	—	180	283
1991	—	41	—	13	54
1992	—	15	—	12	27
<i>Сумма</i>	<i>869</i>	<i>2215</i>	<i>458</i>	<i>2812</i>	<i>6354</i>

Оценка дозы. На основе расчетов активности ТРО в морских захоронениях Дальнего Востока была сделана консервативная оценка эффективной индивидуальной дозы для критических групп населения прибрежных районов за счет потребления морепродуктов. Предполагалось, в частности, что все эти морепродукты содержат радионуклиды, поступающие из районов морских захоронений. Принимали также, что распространение радионуклидов в морской среде происходит в соответствии с камерной моделью. Были рассмотрены два возможных рациона: ежедневное потребление 600 г рыбы или 300 г рыбы и по 100 г съедобных частей ракообразных, моллюсков и водорослей. Результаты количественных оценок показали, что дополнительное облучение критической группы населения прибрежной зоны дальневосточных морей, обусловленное радионуклидами из захоронений в этом регионе, составит не более $2 \cdot 10^{-2}$ мкЗв/год (~2 мкбэр/год). Поскольку фоновое значение индивидуальной дозы

для населения составляет от 2000 до 4000 мкЗв/год, то очевидно, что дополнительная дозовая нагрузка, обусловленная радионуклидами, поступающими из ТРО, затопленных в дальневосточных морях, пренебрежимо мала [72].

3.5. Выводы о состоянии радиационной обстановки в Дальневосточном регионе

Таким образом, анализ опубликованных и доступных данных позволяет утверждать, что приведенная в них информация достаточна для объективной оценки радиозоологической ситуации, обусловленной эксплуатацией и утилизацией АПЛ на Дальнем Востоке.

Прежде всего следует отметить, что АПЛ и НК с ЯЭУ ТОФ и объекты, созданные для обеспечения их эксплуатации и утилизации, в безаварийном режиме работы не оказывают вредного радиационного воздействия на окружающую среду и население Дальнего Востока. Только авария 1985 г. в бухте Чажма привела к заметному радиационному воздействию на окружающую среду. Однако остаточное радиоактивное загрязнение местности и акваторий с момента аварии и по настоящее время прочно связано почвой и грунтами и не ведет к значимым радиозоологическим последствиям для населения и окружающей природы. Восстановление нарушенной радиозоологической обстановки происходит естественным путем. Это заключение может быть сделано по данным нескольких независимых контрольных служб, в число которых входят служба радиационной безопасности ТОФ, Ростехнадзор (Госатомнадзор), Росгидромет (Госкомгидромет) и др. Такая информация содержится в обзоре [112], докладах [43, 41, 58, 44] и даже в итоговом отчете Зеленого креста [114]. В них представлены, в частности, данные о радиоактивности атмосферного воздуха, почвы, растительности, пищевых продуктов. Постоянное наблюдение за параметрами окружающей среды показывает, что радиационная обстановка за пределами закрытых административных территориальных образований не отличается от фоновой и полностью обусловлена естественным радиационным фоном и радионуклидами глобальных выпадений. На отдельных локальных участках бухт и заливов таких территориальных образований доза внешнего облучения от техногенных радионуклидов в донных отложениях превышает природный уровень. Однако суммарная доза техногенного облучения гидробионтов в целом остается низкой и лежит за пределами области дозы, при которой наблюдаются повреждающие эффекты облучения для морских организмов.

По консервативной оценке, приведенной в докладе [58], фактическое радиационное воздействие объектов ТОФ на окружающую среду в сотни раз меньше воздействия за счет естественного радиационного фона, а дополнительные дозы облучения от него даже для критической группы населения не превышают 1% допустимого предела дозы, установленного как отечественными нормами, так и международными рекомендациями.

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

4.1. Источники радиационной опасности, исходящей от выведенных из эксплуатации объектов флота в современных условиях

4.1.1. Основные источники ионизирующего излучения реакторного отсека

Как уже отмечалось, основными источниками радиационной опасности на АПЛ являются активная зона реактора, оборудование ЯЭУ и теплоноситель первого контура. Работающая ЯЭУ является источником гамма-нейтронного излучения, расхоленная ЯЭУ — источником только гамма-излучения.

К концу кампании суммарная активность реактора с учетом короткоживущих радионуклидов может достигать 10^{19} Бк (10^9 Ки). Однако не все они радиологически опасны. Потенциальную опасность представляют в основном долгоживущие изотопы — ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co , $^{238,239}\text{Pu}$, ^{241}Am и др., суммарная активность которых в реакторе гораздо меньше и составляет примерно 10^{17} Бк (10^7 Ки).

После выгрузки ОЯТ из реакторов в реакторном отсеке в значительно меньшем количестве, но все же продолжают сохраняться источники радиоактивного излучения двух видов: объемно-излучающие (активированный конструкционный материал элементов оборудования ЯЭУ) и поверхностно-излучающие (загрязненные радионуклидами поверхности оборудования и корабельных конструкций).

Интегральная активность всех этих источников для ЯЭУ спустя полгода-год после прекращения работы реакторов составляет приблизительно $(4—40) \cdot 10^{14}$ Бк ($10^4—10^5$ Ки). При этом более 90% долгоживущих радионуклидов локализовано во внутриреакторных конструкциях.

К сожалению, в настоящее время, как правило, отсутствуют представительные результаты непосредственных измерений удельной активности

материалов оборудования ЯЭУ и корабельных конструкций реакторного отсека (это крайне сложная задача). В связи с этим ниже будут обсуждаться результаты расчетных оценок, представленные в различных работах [64, 31, 65]. В табл. 4.1 и 4.2 сведены ориентировочные величины активностей материалов, из которых изготовлены элементы оборудования ЯЭУ, корабельные конструкции реакторных отсеков АПЛ первого и второго поколений, а также относительный вклад в суммарную активность отдельных радионуклидов.

Таблица 4.1. Активность металлоконструкций реакторного отсека АПЛ в различные годы после прекращения работы реактора, Ки/кг

Элемент оборудования или конструкции реакторного отсека	6 месяцев	2 года	5 лет	10 лет	50 лет	100 лет
Экранная сборка	$(3-9) \cdot 10^{-2}$	$(2-6) \times 10^{-2}$	$(1-3) \times 10^{-2}$	$(0,4-1) \times 10^{-3}$	$(0,4-1) \times 10^{-3}$	$(3-9) \cdot 10^{-4}$
Корпус реактора	$(0,2-1) \times 10^{-3}$	$(1-7) \times 10^{-3}$	$(0,8-3) \times 10^{-4}$	$(0,3-1) \times 10^{-4}$	$(5-8) \cdot 10^{-5}$	$(3-6) \cdot 10^{-6}$
Кессон реактора (сталь)	$(3-6) \cdot 10^{-3}$	$(2-4) \times 10^{-3}$	$(1-2) \cdot 10^{-3}$	$(4-8) \times 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-4}$	$(3-6) \cdot 10^{-5}$
Свинец защиты (в баке)	$(0,4-1) \times 10^{-9}$	$(0,5-1) \times 10^{-10}$	$(2-3) \times 10^{-10}$	$(2-4) \cdot 10^{-11}$	—	—
Корпус парогенератора (сталь)	$\sim 2 \cdot 10^{-5}$	$\sim 1 \cdot 10^{-5}$	$\sim 5 \cdot 10^{-6}$	$\sim 2 \cdot 10^{-6}$	$\sim 1 \cdot 10^{-8}$	$\sim 7 \cdot 10^{-9}$
Трубная система парогенератора (титановый сплав)	$(0,2-4) \times 10^{-9}$	$(0,1-2) \times 10^{-9}$	$(0,5-1) \times 10^{-10}$	$(1-3) \times 10^{-11}$	$(0,7-2) \times 10^{-12}$	—
Фрагмент прочного корпуса под реактором (сталь)	$\sim 9 \cdot 10^{-4}$	$\sim 6 \cdot 10^{-4}$	$\sim 3 \cdot 10^{-4}$	$\sim 1 \cdot 10^{-4}$	$\sim 4 \cdot 10^{-6}$	$\sim 3 \cdot 10^{-6}$

Таблица 4.2. Относительный вклад в суммарную активность отдельных радионуклидов для различного времени выдержки, %

Радионуклид	0,5 года	2 года	5 лет	10 лет	50 лет	100 лет
^{60}Co	17	20	26	34	1	$< 3 \cdot 10^{-3}$
^{63}Ni	4	5	10	23	98	99
^{59}Ni	0,04	0,05	0,1	0,2	1	2
^{55}Fe	75	74	64	42	0,01	$< 1 \cdot 10^{-4}$
^{58}Co	0,6	$< 5 \cdot 10^{-3}$	$< 1 \cdot 10^{-4}$	—	—	—
^{51}Cr	4	$< 1 \cdot 10^{-5}$	—	—	—	—
^{54}Mn	0,1	0,03	$< 6 \cdot 10^{-3}$	$< 1 \cdot 10^{-4}$	—	—
^{59}Fe	0,3	$< 1 \cdot 10^{-5}$	—	—	—	—
^{93}Mo	$1 \cdot 10^{-5}$	—	—	—	—	—
^{99}Tc	$< 1 \cdot 10^{-5}$	—	—	—	—	—

Представленные результаты характеризуют максимальные величины активностей, соответствующие материалу тех участков облучаемой конструкции, на которые действовали максимальные потоки нейтронов. Радионуклидный состав наведенной активности в каждом конкретном случае определяется маркой стали, из которой изготовлен элемент оборудования или конструкции, т. е. зависит от их химического состава [63].

Радиоактивное загрязнение поверхностей. Основная часть измерений МЭД и плотности поверхностного загрязнения конструкций и оборудования выведенных из эксплуатации и предназначенных к утилизации АПЛ выполнена специалистами служб радиационной безопасности флотов и судоремонтных заводов [145, 84].

Радиационное обследование показывает, что на неаварийных объектах бета-загрязнение поверхностей на проходах и в местах нахождения персонала, как правило, отсутствует. Исключение составляют отдельные затесненные участки (трубопроводы, трюм), где, как правило, наблюдается наибольший гамма-фон.

Бета-загрязнение в основном носит локальный характер, размер пятен составляет 0,5—1 м². Максимальное поверхностное загрязнение всегда наблюдается в аппаратных выгородках (от нескольких сотен до 5—7 тыс. расп./мин·см²) и на трубопроводах в трюме реакторного отсека (от нескольких сотен до 2·10⁵ расп./мин·см²). Загрязнение трубопроводов носит фиксированный характер за счет адсорбции на изоляции. По остальным помещениям бета-загрязнение распределяется следующим образом:

- третий этаж реакторного отсека — от 25 до 120 (максимум 700) расп./мин·см²;
- второй этаж — от 25 до 600 (максимум 800) расп./мин·см²;
- смежные помещения — 20—90 расп./мин·см² (отдельные точки);
- легкий и прочный корпуса — 20—30 расп./мин·см² (отдельные точки).

МЭД максимальна в аппаратных выгородках и составляет 40—50 мкЗв/ч (до 4—5 мР/ч), на трех этажах реакторных отсеков она изменяется в пределах 2—4 мкЗв/ч, на двух этажах — 4—20 мкЗв/ч, в трюме — от 6—700 мкЗв/ч (преимущественно — 300—500 мкЗв/ч). В смежных отсеках (на переборке реакторного отсека) МЭД не превышает 1—2 мкЗв/ч.

Как правило, на большинстве выведенных для утилизации АПЛ на дне трюмов реакторных отсеков накапливается конденсат толщиной 3—5 см с активностью до 7 Бк/л.

Наряду с данными о радиационной обстановке внутри объекта и на поверхности легкого корпуса большой интерес представляет информация о радиационной обстановке на корпусе ниже ватерлинии. Как следует из проведенных замеров на стапеле, МЭД под реакторным отсеком для объектов второго поколения значительно выше, чем первого, и достигает 1,5 мЗв/ч против 0,2 мЗв/ч. Соответственно при разделке таких объектов в доке необходимы специальные защитные мероприятия.

Результаты радиационного обследования цистерн биологической защиты (ЦБЗ) объектов второго поколения (в осушенном состоянии) свидетельствуют о высокой степени активации в первую очередь поверхностей прочного корпуса и позволяют сделать предположение о значительном влиянии состояния ЦБЗ на радиационную обстановку в реакторном отсеке [145]. Это подтверждается данными, приведенными в табл. 4.3 и 4.4.

Таблица 4.3. Состояние радиационной обстановки в реакторном и смежном отсеках в зависимости от состояния ЖВЗ и ЦБЗ

Место измерения	ЖВЗ и ЦБЗ заполнены		ЖВЗ осушена, ЦБЗ заполнены	
	мР/ч	расп./см ² ·мин	мР/ч	расп./см ² ·мин
Аппаратная выгородка	0,7—1,2	200—2500	72—108	—
Коридоры третьего этажа	0,7—7	200—10 000	1—14	—
Насосные выгородки	0,7—1,4	200—10 000	1—27	—
Трюмы	2,2—3,6	200—12 000	54—108	—
Кессоны парогенераторов	36—54	200—2500	720—1800	—
Под БЗ на баке ЖВЗ	6—108	1200—2500	360—3600	—
На переборках 6-го и 8-го отсеков	0,05—0,15	200—1000	1—7	—
Внутри ЦБЗ на поверхности прочного корпуса	540—3000	8000—15 000	1080—3240	—
Снаружи ЦБЗ на поверхности легкого корпуса	3—108	200—1000	7—144	—
Внутри насоса фильтра активности первого контура	—	—	До 3600	—

Примечание. Погрешность измерений — до 30%.

Анализ приведенных данных позволяет сделать следующие выводы:

- осушение бака железобетонной защиты (ЖВЗ) ухудшает радиационную обстановку в среднем в 100 раз, при этом наиболее значительное влияние на интенсивность гамма-излучения оно оказывает в направлении торцевых переборок (повышение в 100—10 000 раз) и внутри отсека (в аппаратных, насосных, трюмах — в 100—200 раз);
- за пределами прочного корпуса в ЦБЗ гамма-фон повышается в 1,5—2 раза;
- на поверхности легкого корпуса фон повышается на 20—30%;

- заполнением ЦБЗ радиационная обстановка нормализуется практически полностью (однако следует учитывать, что у 80—90% АПЛ, поступающих на утилизацию, ЦБЗ негерметичны).

Таблица 4.4. Состояние радиационной обстановки в реакторном отсеке и за его пределами

Место проведения измерений	Мощность экспозиционной дозы, мкР/с		Плотность радиоактивного загрязнения
	Бак ЖВЗ заполнен	Бак ЖВЗ осушен	Бк/см ²
Аппаратные выгородки	0,03—5	0,5—30	0,8—130
Насосные выгородки	0,02—14		3,0—200
Проходные коридоры	0,03—2	0,2—4	0,7—200
Трюмы	0,2—40		350
Переборки отсеков, смежных с реакторным	0,02—0,17	0,4—2	20
Поверхность корпуса реакторного отсека:			
прочного	250		2 — 250
легкого	20*		20

* Цистерны биологической защиты заполнены.

Примечание. Погрешность измерений — до 30%.

Наряду с поверхностным загрязнением оборудование реакторного отсека имеет внутреннее загрязнение. Удельная активность и спектральный состав радиоактивных отложений, присутствующих на внутренних поверхностях контурного оборудования, определяются в основном условиями эксплуатации.

Загрязнение оборудования реакторного отсека АПЛ первого поколения определяется преимущественно радионуклидами коррозионного происхождения — ⁶⁰Со и ⁵⁴Мп. Особенностью объектов второго поколения является присутствие значительных количеств продуктов деления: ¹⁴⁴Сe+¹⁴⁴Pr, ¹³⁷Сs, ¹⁰⁶Ru+¹⁰⁶Rh, а также ⁹⁰Sr+⁹⁰Y. В этих условиях доля ⁶⁰Со не превышает 40% общей активности отложений. Это обстоятельство определяется двумя причинами:

- водным режимом первого контура при эксплуатации и консервации;
- различной степенью разгерметизации активных зон.

Опыт проведения ремонтных работ на АПЛ второго поколения показывает:

- наибольшая МЭД наблюдается на поверхности реактора с активной зоной — до 20 мЗв/ч (2 Р/ч) после расхолаживания, после выгрузки активной зоны внутри пустого кессона на уровне активной зоны — до 400 мЗв/ч (40 Р/ч);
- демонтаж оборудования на крышке реактора (без вскрытия крышки) снижает гамма-фон в аппаратных выгородках в 30—100 раз (над биологической защитой); демонтаж остального оборудования над биологической защитой можно производить практически без ограничений;
- после удаления из системы газа высокого давления (ГВД) ^{85}Kr (до $5 \cdot 10^3$ Бк/л) радиационная обстановка, как правило, нормализуется;
- демонтаж центробежных насосов с последующим монтажом парогенераторов позволяет снизить МЭД внутри реакторного отсека в 50—100 раз ($1—0,01$ мЗв/ч), а вне реакторного отсека — на 25—40%;
- демонтаж парогенераторов позволяет улучшить радиационную обстановку после вскрытия биологической защиты (БЗ) на 15—20%;
- демонтаж фильтров активности улучшает радиационную обстановку на 5—10%;
- демонтаж и удаление оборудования реакторного отсека, расположенного вне аппаратной выгородки, изменяет обстановку незначительно, на 1—2%.

В результате можно сделать вывод, что наиболее загрязненным оборудованием являются реакторный кессон, центробежные насосы и кессон бака ЖВЗ. Обобщенные данные по этой проблеме представлены в табл. 4.5 и 4.6.

Таблица 4.5. Поверхностное радиоактивное загрязнение оборудования реакторного отсека

Характеристика поверхности оборудования или конструкции	Плотность загрязнений, Бк/см ²
Внутренние поверхности элементов оборудования первого контура	До $2 \cdot 10^6$
Внешние поверхности оборудования в необитаемых помещениях реакторного отсека	До $2 \cdot 10^6$
Внешние поверхности оборудования в обитаемых помещениях реакторного отсека	3—200
Внешние поверхности оборудования в помещениях неэнергетических отсеков	< 20

Таблица 4.6. Относительный вклад в суммарную активность поверхностных загрязнений отдельных радионуклидов (время выдержки — три года), %

Радионуклид	АПЛ первого поколения	АПЛ второго поколения
$^{144}\text{Ce} - ^{144}\text{Pr}$	< 1	13—19
^{137}Cs	< 20	3—37
$^{106}\text{Ru} - ^{106}\text{Rh}$	< 10	5—22
$^{90}\text{Sr} - ^{90}\text{Y}$	< 3	3—16
^{60}Co	70—97	37—62
^{54}Mn	3—5	3—10

Методика оценки радиационного потенциала

Как отмечалось в разделе 2.1, в основном (более чем на 90%) радиационный потенциал кораблей с ЯЭУ определяется активностью ОЯТ. Однако для понимания масштаба потенциальных и реальных угроз, исходящих от объектов с ЯЭУ, необходимо оценить и радиационный потенциал других источников.

Активность коррозионных отложений в реакторном отсеке АПЛ. Наведенная активность конструкционных, защитных материалов, оборудования и примесей в теплоносителях ядерных установок обусловлена радионуклидами — продуктами нейтронной активации в соответствии с реакциями (n,γ) , (n,p) , (n,α) , (n,d) , $(n,2n)$, (n,p') . Преобладающим среди них является процесс радиационного захвата на тепловых и эпитепловых нейтронах.

Наведенная активность зависит от плотности потока и энергетического спектра нейтронов, величины сечения активации, содержания химических элементов в материалах, относительного содержания изотопа-мишени в химическом элементе, времени облучения и выдержки.

Для расчета наведенной активности удобно ввести понятие активационного интеграла, характеризующего скорость протекания реакции. Отнесенный к одному ядру изотопа мишени активационный интеграл q определяется по формуле

$$q = \int_0^{\infty} \sigma(E)\varphi(E)dE,$$

где $\sigma(E)$ — сечение реакции активации для энергии E ; $\varphi(E)$ — энергетический спектр нейтронов.

Для большинства практических задач, когда можно пренебречь вторичными процессами, наведенная активность A_V изотопа с постоянной распада λ в материале с числом атомов изотопа-мишени в единице объема n_0 за время облучения T для устойчивого потока нейтронов через время t после окончания облучения составит:

$$A_V = n_0 q (1 - e^{-\lambda T}) e^{-\lambda t}.$$

Для нестабильного по времени потока нейтронов можно выделить некоторое число временных интервалов, когда в течение j -го интервала T_j плотность потока можно считать стабильной. Тогда полная наведенная активность определяется суперпозицией наведенных активностей от каждого j -го интервала. В этом случае

$$A_V = n_0 \sum_{j=1}^l q_j (1 - e^{-\lambda T_j}) e^{-\lambda t_j},$$

где t_j — время, прошедшее после окончания j -го интервала облучения.

Оценка интегралов активации приведена в [24] на основе опубликованных данных по наведенной активности реакторных отсеков АПЛ, для которых была известна история работы реакторов на мощности.

Значения интеграла активации по основным радионуклидам в единицах активности на реактор на единицу мощности для АПЛ первого и второго поколений приведены в табл. 4.7.

Таблица 4.7. Активность реакторного отсека при бесконечном времени облучения на единицу мощности, Бк/МВт

АПЛ	⁶⁰ Co	⁵⁵ Fe	⁵⁹ Ni	⁶³ Ni	⁵⁴ Mn	⁹³ Mo
Первого поколения	2,2E+14	9,5E+14	2,4E+15	2,9E+14	4,8E+12	6,7E+10
Второго поколения	9,2E+12	1,3E+14	1,1E+14	1,7E+13	4,3E+12	3,2E+9

Меньшие значения интегралов активации для АПЛ второго поколения связаны, по-видимому, с несколько другим составом и массой стали, применявшейся во внутриреакторных конструкциях.

Далее, если известна наработка АПЛ в виде среднегодовых показателей за N лет, средняя за i -й год энерговыработка W_i (МВт·ч) и время работы на мощности T_i (ч), то активность реакторного отсека A для радионуклида с постоянной распада λ на заданное время t можно оценить по формуле

$$A(t) = Q \sum_{i=1}^N \frac{W_i}{T_i} (1 - e^{-\lambda T_i}) e^{-\lambda t_i},$$

где t_i — время, прошедшее от конца i -го года работы реактора до заданного времени t . Эта формула содержит ряд допущений. В частности, предполагается, что наработка каждого радионуклида за кампанию линейно пропорциональна мощности, и не учитывается изменение энергетического спектра нейтронов с выгоранием топлива. Кроме того, не учитывается

и история изменений мощности в течение одного года, а элементный состав стали считается постоянным для всего отсека. Однако для долгоживущих радионуклидов, образование которых за кампанию прямо пропорционально энерговыработке, учет перечисленных факторов приведет к погрешности не более 10—20%.

Погрешность принятого подхода в целом оценена в [30] сравнительным методом по активности образцов материалов реакторов АПЛ. В итоге показано, что расчетные оценки наведенной активности в реакторном отсеке можно считать справедливыми с точностью не хуже, чем порядок величины.

Следует отметить, что для целей оценки радиационного потенциала реакторного отсека как целого в пределах точности расчетов достаточно учитывать только наведенную активность внутриреакторных конструкций. По оценкам [65] активность конструкций корпуса реактора составляет около 4%, активность конструкций бака железобетонной защиты — 1%, активность фундамента прочного корпуса под реакторными выгородками и активность конструкций в парогенераторных выгородках — тысячные доли процента от наведенной активности внутри корпуса реактора.

Оценка радиоактивности поверхностных отложений на металлоконструкциях внутри реактора и первого контура. Наряду с радиоактивными изотопами активационного происхождения, распределенными в объеме металла, на поверхностях металлоконструкций внутри реактора и контура первичного теплоносителя присутствуют в составе коррозионных отложений и радионуклиды осколочного происхождения, попавшие в теплоноситель из негерметичных твэлов (^{90}Sr , ^{137}Cs и др.).

Механизм образования и переноса активных продуктов коррозии в контурах достаточно сложен и является функцией многих параметров: температуры, давления, величины pH, наличия в контуре кислорода, скорости циркуляции теплоносителя, коррозии, теплового потока, эффективности фильтров очистки, степени негерметичности твэлов и т. п. В таких условиях точно рассчитать накопление продуктов коррозии практически невозможно. Хотя активность коррозионных отложений примерно на три порядка меньше наведенной, радионуклиды находятся в более доступной для перемещения форме (не связаны с металлом), и это необходимо учитывать, так как они могут представлять определенную опасность для окружающей среды при разгерметизации первого контура (табл. 4.8).

Приведенные данные получены авторами работы [65] в результате обобщения и анализа большого количества экспериментальных результатов, а также теоретических оценок. В соответствии с консервативным подходом в таблицу включены максимально ожидаемые активности радионуклидов, находящихся в коррозионных отложениях, полученные в предположении,

что реакторная установка работала на мощности примерно 20 МВт в течение 40—50 тыс. ч и наблюдалась частичная разгерметизация твэлов. Средние значения на порядок ниже, а нижний уровень примерно на два порядка меньше приведенных в табл. 4.8 величин. Этот подход справедлив для оценки верхнего предела загрязнения внутренних поверхностей реакторов АПЛ всех поколений.

Таблица 4.8. Активность нуклидов на внутренних поверхностях первого контура

Радионуклид	Активность, Бк
⁵⁵ Fe	4,3E+11
⁶⁰ Co	5,9E+11
⁵⁹ Ni	5,5E+8
⁶³ Ni	8,2E+10
⁹⁰ Sr	6,4E+10
¹³⁷ Cs	2,1E+11
⁵⁴ Mn	2,3E+12

Активность стержней системы управления и защиты реактора. Реакторы АПЛ первого и второго поколений содержат 16 стержней СУЗ в системе АЗ и 4 стержня в системе автоматического регулирования. Каждый стержень представляет собой набор из нескольких отдельных блочков, соединенных шарнирными переходниками. Каждый блочок выполнен в виде стальной трубки, заглушенной с обоих концов и заполненной композицией на основе европия, которая характеризуется высоким сечением поглощения нейтронов. Масса европия в одном стержне СУЗ — около 0,5 кг.

Из-за наличия в материале стержней СУЗ изотопов ¹⁵¹Eu и ¹⁵³Eu в результате реакций захвата нейтронов образуются радионуклиды ¹⁵²Eu ($T_{1/2} = 13,3$ лет) и ¹⁵⁴Eu ($T_{1/2} = 8,8$ лет) (образование ¹⁵⁵Eu незначительно). Удельная активность европия составляет от 10 до 60 Ки/г [75], отношение активностей ¹⁵²Eu/¹⁵⁴Eu — около 6.

Таким образом, активность одного стержня СУЗ реактора на момент его останова для ¹⁵²Eu может составлять примерно 6E+13 Бк (1500 Ки), а для ¹⁵⁴Eu — ~9E+12 Бк (250 Ки).

Для «среднестатистического» реактора в рассматриваемом случае активность 20 стержней через 11 лет после его останова (среднее время выдержки до утилизации) составит примерно 6E+14 Бк по ¹⁵²Eu и 9E+13 Бк по ¹⁵⁴Eu.

4.1.2. Сравнение радиационного потенциала ОЯТ и РО АПЛ и реакторных блоков утилизированных АПЛ

При разработке методики оценки радиационного потенциала использовалась информация, приведенная в работах [24, 30, 176, 79, 25, 105]. Методика [30] в настоящее время вполне удовлетворительно позволяет оценивать данный параметр для выведенных из эксплуатации АПЛ.

Предварительные оценки показали, что радиационный потенциал ОЯТ находится в пределах 10^{15} — 10^{17} Бк, а наведенная активность конструкционных материалов реакторного отсека варьируется в диапазоне 10^{13} — 10^{15} Бк.

По данным [116, 64], после выгрузки ОЯТ наведенная активность сосредоточена в корпусе реактора и ближайших к нему металлоконструкциях (99%). Приблизительно 0,1% представляют разнесенные по поверхностям первого контура радиоактивные продукты коррозии и еще меньше (менее 0,00001%) — продукты деления (рис. 4.1).

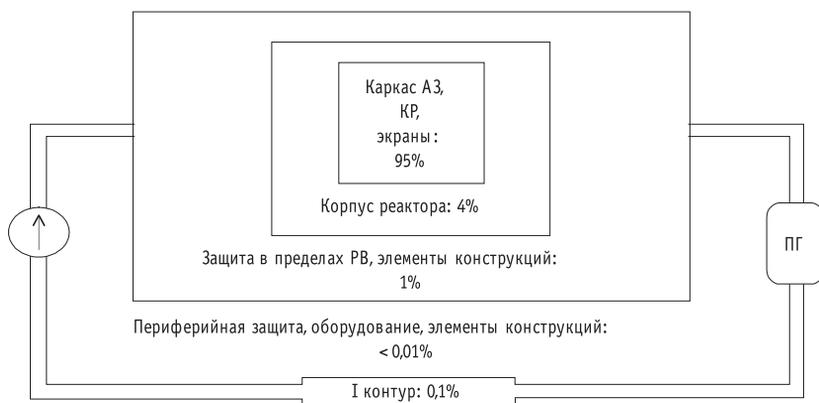


Рис. 4.1. Распределение активности в оборудовании паропроизводящей установки в материалах защиты и конструкциях реакторного отсека после выгрузки ОЯТ (КР — крышка реактора, РВ — реакторная выгородка, ПГ — парогенератор)

В соответствии с разработанной методикой и принятым подходом (см. раздел 2.1) была произведена оценка радиационного потенциала ОЯТ и РО, выведенных из эксплуатации АПЛ и реакторных блоков (табл. 4.9 и 4.10).

Таблица 4.9. Результаты оценки радиационного потенциала ОЯТ и реакторных отсеков, выведенных из эксплуатации АПЛ ТОФ по состоянию на 1 сентября 2004 г.

№ п/п	Классификация НАТО	Срок работы реакторов, лет	Срок после их остановки, лет	Активность ОЯТ, Бк	Активность реакторного отсека, Бк	Суммарная активность, Бк
1	«Ноябрь»	27	15	1,7E+15	3,5E+14	2,0E+15
2	«Ноябрь»	30	15	9,8E+14	2,9E+14	1,3E+15
3	«Эхо-1»	20	23	2,8E+15	1,7E+14	2,9E+15
4	«Эхо-1»	26	16	1,8E+15	3,5E+14	2,1E+15
5	«Эхо-2»	19	20	Свежее	3,6E+14	3,6E+14
6	«Эхо-2»	14	25	1,2E+15	2,13E+14	1,4E+15
7	«Эхо-2»	24	18	Выгружено	2,1E+14	2,1E+14
8	«Эхо-2»	24	15	4,6E+15	4,6E+14	5,3E+15
9	«Эхо-2»	23	15	4,8E+15	4,9E+14	4,6E+15
10	«Эхо-2»	26	14	2,1E+15	5,9E+14	2,7E+15
11	«Эхо-2»	22	15	Выгружено	6,0E+14	6,0E+14
12	«Эхо-2»	22	18	2,1E+15	6,4E+14	2,8E+15
13	«Эхо-2»	26	13	3,6E+15	4,3E+14	3,7E+15
14	«Эхо-2»	20	16	2,5E+15	5,5E+14	3,0E+15
15	«Чарли»	20	16	Выгружено	1,8E+13	1,8E+13
16	«Чарли»	22	14	Выгружено	2,2E+13	2,2E+13
17	«Чарли»	18	15	Выгружено	2,6E+13	2,6E+13
18	«Чарли»	25	13	Выгружено	3,9E+13	3,9E+13
19	«Чарли»	20	13	Выгружено	2,4E+13	2,4E+13
20	«Чарли»	21	13	Выгружено	2,9E+13	2,9E+13
21	«Чарли»	23	12	3,1E+15	2,6E+13	3,1E+15
22	«Чарли»	22	12	1,2E+15	3,0E+13	1,2E+15
23	«Чарли»	22	11	Выгружено	3,2E+13	3,2E+13
24	«Чарли»	21	11	1,3E+15	3,4E+13	1,3E+15
25	«Виктор»	13	19	2,7E+15	2,6E+13	2,7E+15
26	«Виктор»	15	15	3,9E+15	4,5E+13	3,9E+15
27	«Виктор»	19	12	1,5E+15	4,0E+13	1,5E+15
28	«Виктор-3»	12	10	8,8E+14	4,0E+13	9,1E+14
29	«Виктор-3»	14	11	6,2E+15	3,3E+13	6,2E+15
30	«Виктор-3»	14	11	2,1E+15	9,3E+13	2,2E+15
31	«Виктор-3»	12	12	Свежее	4,0E+13	4,0E+13
32	«Виктор-3»	15	8	3,2E+15	1,1E+14	3,3E+15
33	«Виктор-3»	13	10	6,4E+15	5,0E+13	6,4E+15
34	«Виктор-3»	11	11	6,0E+15	5,4E+13	6,0E+15
35	«Виктор-3»	13	8	2,4E+15	1,0E+14	2,5E+15
36	«Виктор-3»	13	7	8,8E+15	9,2E+13	8,9E+15
37	«Янки»	18	16	6,9E+15	3,7E+13	6,9E+15
38	«Янки»	16	18	5,1E+15	3,5E+13	5,2E+15
39	«Янки»	20	12	Выгружено	8,0E+13	8,0E+13
40	«Дельта-3»	25	2	8,3E+15	4,1E+14	8,7E+15
41	«Оскар-2»	8	10	9,1E+15	1,2E+14	9,2E+15
42	«Акула»	9	11	6,3E+15	3,4E+13	6,3E+15

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

Таблица 4.10. Результаты оценки радиационного потенциала реакторных блоков утилизированных АПЛ ТОФ по состоянию на 1 сентября 2004 г.

№ п/п	Классификация НАТО	Время работы, лет	Время после остановки, лет	Радиационный потенциал, Бк		
				Отложения в первого контуре	Реакторный отсек	Суммарно
1	«Ноябрь»	23	19	3,0E+11	2,4E+14	2,4E+14
2	«Ноябрь»	22	19	3,0E+11	2,5E+14	2,5E+14
3	«Отель»	26	18	3,2E+11	1,7E+14	1,7E+14
4	«Отель»	27	15	3,6E+11	2,9E+14	2,9E+14
5	«Эхо-1»	21	22	2,7E+11	1,3E+14	1,3E+14
6	«Эхо-1»	25	19	3,0E+11	3,0E+14	3,0E+14
7	«Эхо-1»	28	16	2,7E+11	3,4E+14	3,4E+14
8	«Эхо-2»	19	20	2,9E+11	2,3E+14	2,3E+14
9	«Эхо-2»	24	17	2,9E+11	4,1E+14	4,1E+14
10	«Эхо-2»	21	16	3,4E+11	4,5E+14	4,5E+14
11	«Эхо-2»	19	19	3,0E+11	3,0E+14	3,0E+14
12	«Чарли-1»	11	21	2,6E+11	1,4E+13	1,4E+13
13	«Виктор-3»	14	11	4,6E+11	3,5E+13	3,5E+13
14	«Янки»	14	21	2,8E+11	2,2E+13	2,2E+13
15	«Янки»	17	16	3,3E+11	4,8E+13	4,5E+13
16	«Янки»	8	26	2,4E+11	1,1E+13	1,1E+13
17	«Янки»	11	24	2,6E+11	1,9E+13	1,9E+13
18	«Янки»	18	15	3,6E+11	4,6E+13	4,6E+13
19	«Янки»	18	14	3,8E+11	5,6E+13	5,6E+13
20	«Янки»	17	14	3,8E+11	6,3E+13	6,3E+13
21	«Янки»	18	13	4,0E+11	7,7E+13	7,7E+13
22	«Янки»	17	13	4,0E+11	6,7E+13	6,7E+13
23	«Дельта-1»	18	12	4,3E+11	6,2E+13	6,3E+13
24	«Дельта-1»	24	6	5,3E+11	7,7E+13	7,8E+13
25	«Дельта-1»	18	11	4,3E+11	6,2E+13	6,3E+13
26	«Дельта-1»	17	12	4,3E+11	5,6E+13	5,6E+13
27	«Дельта-1»	18	9	5,3E+11	4,4E+13	4,4E+13
28	«Дельта-1»	18	10	4,9E+11	8,7E+13	8,7E+13
29	«Дельта-1»	18	9	5,3E+11	1,3E+14	1,3E+14
30	«Дельта-1»	21	6	7,0E+11	1,6E+14	1,6E+14
31	«Дельта-1»	23	5	1,1E+12	2,7E+14	2,7E+14
32	«Дельта-3»	19	9	4,6E+11	8,7E+13	8,7E+13
33	«Дельта-3»	15	9	5,3E+11	8,0E+13	8,1E+13
34	«Дельта-3»	23	5	4,9E+11	8,0E+13	8,0E+13
35	«Дельта-3»	22	6	7,0E+11	2,2E+14	2,2E+14

В табл. 4.11 представлены результаты оценок наведенной радиоактивности в реакторной установке и ее радионуклидный состав для АПЛ первого поколения, имеющих реакторы мощностью 70 МВт при работе на 30% номинальной мощности [5].

Обобщенное представление о наведенной активности в отдельных определяющих элементах оборудования реакторной установки АПЛ второго поколения можно получить из анализа данных, приведенных в табл. 4.12 [5].

Таблица 4.11. Активность радионуклидов в материалах металлоконструкций сразу после останова реактора [64] (время работы 40 000 ч, энерговыработка ~70 ГВт·сут)

Радионуклид	Период полураспада, лет	Активность, Бк	Активность на единицу энерговыработки, Бк/(ГВт·сут)
⁵¹ Cr (γ, β)	0,076	1,5E+16	2,1E+14
⁵⁴ Mn (γ, β)	0,855	3,6E+14	5,1E+12
⁵⁵ Fe (β)	2,7	6,7E+15	9,6E+13
⁵⁹ Fe (γ, β)	0,122	2,6E+14	3,7E+12
⁶⁰ Co (γ, β)	5,23	1,4E+15	2,0E+13
⁵⁸ Co (γ, β)	0,194	9,5E+14	1,4E+13
⁵⁹ Ni (β)	7,5E+4	4,4E+12	6,3E+10
⁶³ Ni (β)	96,0	3,4E+14	4,9E+12
⁹³ Mo (γ, β)	3,5E+3	2,5E+9	3,6E+7
⁹⁹ Tc (β)	2,13E+5	7,0E+8	1,0E+7

Таблица 4.12. Активность основных радионуклидов во внутриреакторных конструкциях АПЛ второго поколения на момент останова реакторов

Радионуклид	Активность, Бк
⁶⁰ Co	4,8E+14
⁵⁴ Mn	3,4E+14
⁵⁵ Fe	9,3E+15
⁵⁹ Ni	6,3E+11
⁶³ Ni	7,4E+13

С учетом приведенных данных, а также условий эксплуатации ЯЭУ на АПЛ произведена общая оценка наведенной активности металлоконструкций ППУ (на один реактор), а также внутреннего поверхностного загрязнения установки ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, что в целом характерно и для трехотсечных реакторных блоков. Оказалось, что на начало 2004 г. в них может содержаться от 10⁸ до 10¹³ Бк различных техногенных радионуклидов (табл. 4.13).

Таблица 4.13. Активность продуктов активации и внутреннего поверхностного загрязнения ППУ выведенных из состава ВМФ АПЛ и трехотсечных реакторных блоков по состоянию на 2004 г.

Радионуклид	Активность, Бк
⁶⁰ Co	4E+13
⁵⁵ Fe	4E+13
⁶³ Ni	6E+13
⁵⁹ Ni	7E+11
⁹³ Mo	4E+08
⁵⁴ Mn	3E+09
⁹⁰ Sr	4E+10
¹³⁷ Cs	2E+11

Активность стержней СУЗ АПЛ первого и второго поколений для «среднестатистического» реактора в рассматриваемом случае через 11,3 года после останова реактора составит примерно 6,2E+14 Бк по ¹⁵²Eu и 7,6E+13 Бк по ¹⁵⁴Eu.

4.1.3. Радиационный потенциал судов АТО

Помимо АПЛ и РБ источниками радиационной опасности являются и суда АТО. Радиационный потенциал и соответственно основные источники радиационной опасности судов АТО, находящихся в эксплуатации и обеспечивающих процесс комплексной утилизации АПЛ, а также судов АТО, выведенных из эксплуатации, определяется хранящимися на них ОЯТ, ТРО и ЖРО. Их радиационный потенциал приведен в табл. 4.14.

Таблица 4.14. Радиационный потенциал судов АТО в Дальневосточном регионе

Объект	ОЯТ		ТРО		ЖРО	
	Кол-во ОТВС, шт.	Активность, Бк	Объем, м ³	Активность, Бк	Объем, м ³	Активность, Бк
ПМ-74	750	7,0·10 ¹⁵	1,2	1,1·10 ¹⁰	120	2,3·10 ¹¹
ТНТ	—	—	1,5	4,8·10 ⁵	55	8,1·10 ⁸
«Пинега»	—	—	—	—	350	8,8·10 ¹¹
ТНТ-23	—	—	—	—	350	8,8·10 ¹¹
ПЗО-500	—	—	22,6	9,7·10 ¹⁰	56	9,4·10 ⁸
«Ландыш»	—	—	—	—	—	—
ТНТ-4	—	—	14,2	2,0·10 ¹⁰	200	1,9·10 ¹¹
ТНТ-16	—	—	—	—	250	1,4·10 ¹²
ТНТ-50	—	—	—	—	400	1,7·10 ¹¹
ТНТ-32	—	—	15,6	2,7·10 ⁸	60	2,4·10 ¹²
ПЕК-50	—	—	—	—	2,5	6,0·10 ⁷

Как видно из этих данных, наибольший радиационный потенциал сосредоточен на борту ПТБ ПМ-74. На ней практически постоянно находятся следующие основные источники ионизирующих излучений:

- отработавшие тепловыделяющие сборки;
- извлеченное из реакторов оборудование (органы системы управления и защиты, датчики измерительных приборов и др.);
- вода контуров ЯЭУ, охлаждающая вода хранилищ ОТВС;
- отработавшие ионообменные смолы фильтров очистки воды контуров ЯЭУ, фильтров водоочистной установки;
- дезактивационные воды и растворы от дезактивации демонтируемого и перегрузочного оборудования.

При полной загрузке ОЯТ (четыре-пять активных зон из утилизируемых АПЛ) радиационный потенциал ПМ-74 может достигать 10^{16} Бк, что, например, соответствует 20% радиационного потенциала всех выведенных из состава ВМФ АПЛ на Камчатке (табл. 4.15).

Таблица 4.15. Активность и радионуклидный состав пяти активных зон «среднестатистических» АПЛ, которые может взять на борт плавучая техническая база ПМ-74

Радионуклид	Период полураспада, лет	Активность пяти активных зон, Бк
^3H	12,3	2,2E+13
^{85}Kr	10,72	4,8E+14
^{90}Sr	29,1	4,6E+15
^{99}Tc	2,13E+5	9,5E+11
^{129}I	1,57E+7	1,6E+09
^{134}Cs	2,06	5,0E+13
^{135}Cs	2,3E+6	4,7E+10
^{137}Cs	30,0	5,0E+15
^{147}Pm	2,62	1,0E+15
^{151}Sm	90	1,3E+14
^{152}Eu	13,3	7,0E+11
^{154}Eu	8,8	1,0E+13
^{155}Eu	4,96	3,4E+13
^{238}Pu	87,7	1,9E+12
^{239}Pu	2,41E+4	1,0E+13
^{240}Pu	6540	2,0E+12
^{241}Pu	14,4	1,5E+13
^{241}Am	432	1,5E+13
	<i>Стержни СУЗ</i>	
^{152}Eu	13,3	3,1E+15
^{154}Eu	8,8	3,8E+14

Поэтому в дальнейшем при рассмотрении и сравнении потенциальных угроз и рисков, исходящих от объектов флота с ЯЭУ, ОЯТ и РАО, а также при разработке сценариев возможных аварийных ситуаций необходимо учитывать этот важный фактор.

4.2. Сравнительные потенциальные угрозы и риски, исходящие от выведенных из эксплуатации объектов флота с ЯЭУ, ОЯТ и РАО. Сценарии возможных аварийных ситуаций

Радиационная обстановка на Дальнем Востоке России отягощена большим количеством ОЯТ и РАО, образовавшихся в результате эксплуатации и утилизации АПЛ. Условия их содержания на БТБ зачастую не соответствуют современным требованиям долгосрочного обеспечения радиологической безопасности, о чем подробно говорится в работах [3, 4], относящихся к настоящим исследованиям. Поэтому необходимо учитывать не только реальные, но и потенциальные источники опасности, к которым в настоящее время можно отнести:

- возможность ядерных и радиационных аварий с выходом значительного количества радиоактивных веществ в окружающую среду;
- переход объектов в состояние, усложняющее возможность их последующей утилизации (затопление, нетранспортабельность и др.).

4.2.1. Ядерно- и радиационно-опасные мероприятия на этапах утилизации объектов флота с ЯЭУ

В соответствии с «Концепцией комплексной утилизации АПЛ и надводных кораблей с ядерными энергетическими установками» [80] полный период обращения с АПЛ после их вывода из эксплуатации составляет от 70 до 100 лет и завершается утилизацией реакторного отсека. Каждый из этапов обращения с АПЛ обуславливает определенную степень опасности и создает предпосылки возникновения различных аварийных ситуаций.

Перечень потенциально-опасных мероприятий при утилизации АПЛ представлен в табл. 4.16, где приводятся качественные экспертные оценки степени опасности в категориях «незначительная», «минимальная» и т. д.

На любом из этапов утилизации причины возникновения радиационных аварий могут быть связаны:

- с нарушением персоналом технологических процессов при обращении с ОЯТ и РАО;
- с нарушением правил радиационной безопасности;
- с отказом оборудования и техники, обеспечивающих безопасность при обращении с ОЯТ и РАО;
- со взрывами, пожарами в хранилищах ОЯТ и РАО;
- с физическим воздействием (падение самолета или ракеты) на ядерно- и радиационно-опасные объекты, предприятия.

Таблица 4.16. Перечень потенциально-опасных мероприятий при утилизации АПЛ

Этапы и подэтапы утилизации АПЛ	Выполняемые работы	Оценка степени опасности			Вероятные аварии
		ядерной	радиационной	экологической	
Этап 1					
1.1. Прием предприятием АПЛ от ВМФ в пункте базирования (отстоя)	Приведение атомной паропроизводящей установки (АППУ) в ядерно-безопасное состояние:				1. Возникновение СЦР с радиационным загрязнением. 2. Разлив ЖРО. 3. Затопление АПЛ с загрязнением акватории
	опускание компенсирующей решетки (компенсирующей группы) в нижнее положение	Незначительная	Незначительная	Минимальная	
	стопорение ручного привода компенсирующей решетки (компенсирующей группы) с помощью сварки	Незначительная	Минимальная	Минимальная	
	отключение кабелей питания от электродвигателей приводов СУЗ	Минимальная	Минимальная	Минимальная	
	подготовка систем и оборудования к хранению	Незначительная	Незначительная	Минимальная	
1.2. Буксировка АПЛ на предприятие, производящее утилизацию	Контроль состояния АППУ	Минимальная	Минимальная	Минимальная	Затопление АПЛ с загрязнением моря
1.3. Отстой (хранение) АПЛ на предприятии	Работы на АППУ не выполняются. Контроль состояния АППУ и первого контура	Минимальная	Минимальная	Минимальная	Затопление АПЛ с загрязнением акватории

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

Табл. 4.16 (продолжение)

Этапы и подэтапы утилизации АПЛ	Выполняемые работы	Оценка степени опасности			Вероятные аварии
		ядерной	радиационной	экологической	
	Выгрузка горюче-смазочных материалов, пропаривание масляных цистерн	Отсутствует		Незначительная	
	Выгрузка рабочих сред общекорабельных систем	Отсутствует		Незначительная	
	Выгрузка аккумуляторной батареи	Отсутствует		Незначительная	
Этап 2					
2.1. Выполнение сопутствующих демонтажных работ под выгрузку ОЯТ	Транспортировка АПЛ к месту выгрузки ОЯТ	Минимальная/незначительная	Минимальная/незначительная	Минимальная/незначительная	1. Возникновение СЦР. 2. Разлив ЖРО, выброс радиоактивных газов в атмосферу. 3. Затопление АПЛ
	Осушение реактора и первого контура				
	Демонтаж спецпокрытий прочного корпуса и наружного корпуса				
	Демонтаж теплоизоляции ПК	Отсутствует	Минимальная	Незначительная	
	Демонтаж надстройки и съемных листов ПК над РО	Отсутствует	Минимальная	Незначительная	
	Демонтаж труб и оборудования в надстройке и в РО	Отсутствует	Минимальная	Незначительная	
	Сдувка газа из баллонов ГВД	Минимальная	Незначительная	Незначительная	
	Демонтаж приводов СУЗ и термометров на крышке реактора	Незначительная	Незначительная	Незначительная	
2.2. Выгрузка ОЯТ	Демонтаж крепления, подрыв и выгрузка крышки реактора	Значительная	Значительная	Незначительная	1. Возникновение СЦР. 2. Разлив ЖРО. 3. Затопление АПЛ
	Выгрузка ОТВС из реактора	Незначительная	Незначительная	Незначительная	
	Установка крышки реактора, герметизация реактора и контура	Отсутствует	Незначительная	Минимальная	
	Консервация первого контура	Отсутствует	Незначительная	Минимальная	
	Вварка съемных листов над РО	Отсутствует	Незначительная	Незначительная	

Табл. 4.16 (окончание)

Этапы и подэтапы утилизации АПЛ	Выполняемые работы	Оценка степени опасности			Вероятные аварии
		ядерной	радиационной	экологической	
Этап 3					
3.1. Вырезка и формирование реакторного блока	Постановка АПЛ в док (на стапель)	Отсутствует	Незначительная	Незначительная	Разлив ЖРО
	Консервация АППУ и реакторного отсека	Отсутствует	Незначительная	Минимальная	
	Демонтаж теплоизоляции и спецпокрытий	Отсутствует	Незначительная	Минимальная	
	Слив ЖРО	Отсутствует	Незначительная	незначительная	
	Демонтаж оборудования, трубопроводов из отсеков, смежных с РО	Отсутствует	Незначительная	Незначительная	
	Резка надстройки, легкого и прочного корпусов	Отсутствует	Незначительная	Значительная	
	Глушение отверстий в прочном корпусе и переборках РО и смежных отсеков	Отсутствует	Незначительная	Незначительная	
	Вырезка реакторного блока из корпуса АПЛ	Отсутствует	Незначительная	Незначительная	
	Формирование блока с РО	Отсутствует	Незначительная	Незначительная	
Спуск блока с РО на воду	Отсутствует	Минимальная	Минимальная		
Транспортировка блока в пункт временного хранения	Отсутствует	Минимальная	Минимальная		
Этап 4					
4.1. Разделка АПЛ	Демонтаж теплоизоляции и спецпокрытий корпуса	Отсутствует	Незначительная	Большая	
	Разрезка корпуса АПЛ	Отсутствует	Незначительная	Большая	
	Демонтаж оборудования, трубопроводов	Отсутствует	Незначительная	значительная	
	Демонтаж кабелей	Отсутствует	Минимальная	Незначительная	
4.2. Транспортировка и разделка корпусных конструкций	Транспортировка корпусных конструкций, оборудования трубопроводов к местам разделки	Отсутствует	Незначительная	Незначительная	
	Разделка корпусных конструкций	Отсутствует	Незначительная	Большая	
	Разделка оборудования и трубопроводов	Отсутствует	Незначительная	Большая	

Оценка радиационных рисков потенциальных источников радиоактивного загрязнения окружающей среды невозможна без разработки сценариев

подобных аварий, оценки вероятности их возникновения, масштабов радиационных последствий (облучения персонала и населения) и распределения по степени опасности.

Причиной аварии может быть физическая деградация оборудования, отказ технических средств, нарушение технологических процессов, ошибка персонала, а также внешняя причина — экстремальное природное явление, столкновение кораблей и судов, падение летательного аппарата, взрыв (в том числе диверсия) и др.

4.2.2. Сценарии развития возможных аварийных ситуаций

Затопление АПЛ с невыгруженным ОЯТ. Причинами аварии могут быть внешние и внутренние воздействия на АПЛ (навал судна, ошибки экипажа, отключение систем жизнеобеспечения, террористический акт и др.). Радиоэкологические последствия зависят от целостности защитных барьеров ЯЭУ и водообмена в районе затопления.

В истории флота зарегистрированы два случая затопления АПЛ при нахождении в отстое и выполнении ремонтных работ на судоремонтном заводе. Поскольку утилизация ведется с 1986 г., а общее число выведенных из эксплуатации АПЛ около 200, вероятность их затопления на этапе отстоя составляет $\sim 5 \cdot 10^{-4}$ год⁻¹.

Из расчетов, представленных в [128], следует, что при неблагоприятных условиях протекания аварии (разгерметизация первого контура) концентрации техногенных радионуклидов в морской среде могут превысить допустимые значения в несколько тысяч раз, а это потребует запрещения лова морепродуктов в бухте.

Затопление АПЛ при транспортировке. За время, прошедшее с начала массовой утилизации АПЛ, имело место одно затопление АПЛ при транспортировке [121], чему соответствует вероятность $\sim 8 \cdot 10^{-4}$ год⁻¹.

Оценки радиационных последствий от затопления АПЛ при транспортировке в пункт выгрузки ОЯТ показывают [101], что в случае ограниченной разгерметизации первого контура поступление радионуклидов за пределы АПЛ будет носить растянутый во времени характер. В первые годы ожидается крайне незначительный их выход в окружающую среду, который впоследствии будет увеличиваться. Размеры радиоактивного следа через 20—30 лет могут достигать в длину ~ 600 м и в ширину ~ 100 м, скорость выхода радионуклидов — до 10^{10} Бк/сут. Потенциально возможные дозы облучения критической группы населения за счет потребления загрязненных морепродуктов составят несколько десятков мкЗв/год [181].

В процессе утилизации АПЛ наиболее опасной операцией является выгрузка ОЯТ, которая производится через несколько лет после остановки реактора. Во время выгрузки возможны следующие аварии: разлив ЖРО, выброс из системы газа высокого давления, повреждение ОТВС, падение базового или транспортного контейнера, падение тяжелых предметов на открытые контейнеры, пожар в реакторном отсеке, СЦР; падение летательного аппарата.

Разлив ЖРО. Перед выгрузкой ОЯТ производится удаление теплоносителя из первого контура реактора. При разрыве шлангов или повреждении арматуры возможно аварийное поступление ЖРО на акваторию. Вероятность порыва шланга имеет величину $\sim 4 \cdot 10^{-6} \text{ ч}^{-1}$ [74]. С учетом общего времени работ она изменяется от 10^{-4} до 10^{-5} на одну выгрузку. Максимальная суммарная активность радионуклидов, которые могут поступить в акваторию, не превысит 10^9 Бк и с учетом разбавления составит не более 4000 Бк/м^3 . В дальнейшем за счет турбулентного обмена и осаждения удельная активность будет снижаться примерно на порядок за каждые сутки. При несанкционированном лове и потреблении морепродуктов индивидуальная годовая доза облучения населения составит примерно $10\text{—}20 \text{ мкЗв}$, что в соответствии с НРБ-99 значительно ниже допустимой (1000 мкЗв/год).

Выброс газа высокого давления. Аварийное поступление газа из системы ГВД возможно при нарушении техники безопасности и отказах оборудования. Вероятность такой аварии соответствует вероятности принятия неправильного решения персоналом и согласно [120] соответствует $\sim 10^{-3}$. Выброс может составлять 10^{10} Бк (^{85}Kr). Доза от образовавшегося облака не превысит $0,01 \text{ мкЗв}$.

Повреждение отработавшей тепловыделяющей сборки при выгрузке. Причинами аварии могут быть падение контейнера, снижение механических свойств материалов, нарушение геометрических характеристик ОТВС, ошибочные действия персонала и пр.

На практике в течение 1000 выгрузок наблюдались три повреждения ОТВС, что соответствует вероятности $\sim 3 \cdot 10^{-3}$. Радиационная опасность определяется внешним гамма-излучением от ОТВС и может привести к облучению персонала на уровне $1\text{—}2 \text{ мЗв/год}$.

Падение транспортного контейнера. Загрузка ОЯТ в ТК производится на плавучей технической базе или береговом комплексе выгрузки. ОЯТ АПЛ обычно находится в чехлах. Вместимость транспортного контейнера ТУК-18 составляет 49 ОТВС, соответственно вероятность его падения в 49 раз меньше, чем ОТВС, и составляет $\sim 6 \cdot 10^{-5}$ за операцию.

При падении контейнера возможно кратковременное нарушение его герметичности. Выход радионуклидов составит $\sim 10^{12}$ Бк по ^{85}Kr , $\sim 10^8$ Бк по ^{60}Co и $\sim 10^{10}$ Бк по $^{134,137}\text{Cs}$. Ожидаемые эффективные дозы облучения персонала, находящегося вблизи места падения, определяются кратковременной ингаляцией аэрозолей и составят несколько микрозивертов.

Запроектные аварии при обращении с ТК возможны при падении тяжелых предметов на открытые контейнеры. Подобные аварии могут являться следствием наложения ряда маловероятных событий и ошибок персонала, и их вероятность консервативно принята равной $\sim 10^{-8}$ за операцию.

Максимальный выход радионуклидов из контейнера составит $\sim 10^{13}$ Бк по ^{85}Kr , $\sim 10^{10}$ Бк по ^{60}Co , $\sim 10^{11}$ Бк по $^{134,137}\text{Cs}$ [93]. На расстоянии 20 м ЭДД может составить 10—100 мкЗв/ч [39]. Ожидаемые эффективные дозы для персонала, находящегося вблизи, составят десятки-сотни микрозивертов.

Пожар на АПЛ в реакторном отсеке. По данным [103] вероятность пожара в реакторном отсеке АПЛ соответствует $\sim 5 \cdot 10^{-3}$ событий в год. С учетом продолжительности выгрузки ОЯТ до 40 суток вероятность составит $\sim 6 \cdot 10^{-4}$ на выгрузку.

При пожаре возникает опасность испарения части теплоносителя. Активность выброса будет обусловлена преимущественно радионуклидами цезия и не превысит нескольких десятков МБк, что не представляет значимой радиационной опасности. Наибольшее облучение получит пожарный расчет, коллективная доза облучения которого составит $\sim 2 \cdot 10^{-4}$ чел.·Зв.

Самоподдерживающаяся цепная реакция. СЦР является запроектной аварией. Для ее возникновения необходимо совпадение двух событий: наличие воды в реакторе и нахождение компенсирующей решетки или одновременно двух компенсирующих групп в верхнем положении. Вероятность случайного наличия воды в реакторе при «сухой» выгрузке ОЯТ соответствует $\sim 10^{-4}$. Вероятность нахождения двух компенсирующих групп в верхнем положении оценивается величиной $\sim 10^{-7}$, так как определяется произведением вероятностей трех независимых событий: перекоса крышки реактора при подъеме ($\sim 10^{-3}$), ошибки контроля отсутствия перемещения КГ ($\sim 3 \cdot 10^{-2}$) и подъема крышки реактора с захватом крышки реактора или компенсирующей группы ($\sim 4 \cdot 10^{-3}$). С учетом сделанных предположений вероятность возникновения СЦР может быть консервативно оценена не более чем 10^{-7} на выгрузку (ранее при «мокрой» выгрузке ОТВС вероятность СЦР оценивалась в пределах 10^{-4} — 10^{-5} на выгрузку).

Число делений при СЦР может достигать $\sim 10^{19}$ [131]. Происходит перегрев воды, что влечет за собой паровой взрыв и выброс фрагментов разрушенной активной зоны реактора через проем монтажного люка в окружающую

среду. В этом случае над судном поднимется паровоздушное облако, насыщенное радиоактивными аэрозолями. Тяжелые фрагменты топливной композиции выпадут в радиусе до 100 м от АПЛ, а более мелкие частицы образуют радиоактивный след (рис. 4.2).

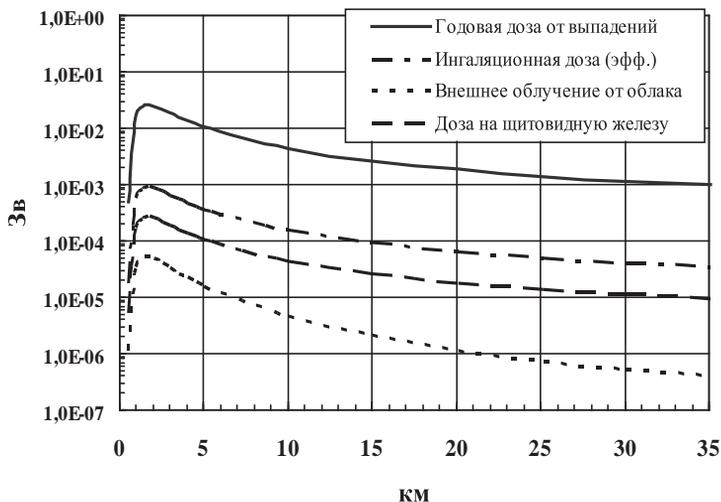


Рис. 4.2. Ожидаемые дозы облучения на оси радиоактивного следа при возникновении СЦР во время выгрузки ОЯТ из АПЛ и выбросе на высоту до 150 м (ветер — 5 м/с, категория устойчивости атмосферы — С по Пасквиллу)

При большой высоте выброса радиационные последствия СЦР незначительны. Ингаляционные дозы на оси следа составят доли миллизиверта (максимум 1 мЗв на расстояниях до 2 км от места аварии), на щитовидную железу — $\sim 10^{-4}$ Зв (до 5 км), внешнее облучение от облака — $\sim 10^{-5}$ Зв (до 7 км). Значительное загрязнение территории на оси следа будет наблюдаться на расстоянии до 30—35 км. Годовые дозы облучения населения при постоянном проживании достигнут 1 мЗв/год.

При низкой высоте выброса ожидаемые дозы выше. Ингаляционные дозы на оси следа в момент прохождения облака могут достигать 20 мЗв, а загрязнение территории на протяжении нескольких километров превысит пределы доз, допустимых для постоянного проживания.

При прохождении радиоактивного облака над морской акваторией загрязнение воды может превышать контрольную концентрацию в 100 тыс. раз, что потребует ввести запрет на все виды морского промысла на время не менее четырех месяцев [51].

Падение летательного аппарата на АПЛ во время выгрузки ОЯТ.

Согласно [141] вероятность авиационной катастрофы на площади $10\,000\text{ м}^2$ оценивается $\sim 10^{-6}$ в год. Для реакторного отсека (125 м^2) вероятность соответственно составит $\sim 10^{-8}\text{ год}^{-1}$, а за время выгрузки около 40 суток — $\sim 10^{-9}$.

Падение летательного аппарата может привести к механическому повреждению ОЯТ и крупномасштабному пожару. Возникнет шлейф дыма, загрязненный радиоактивными веществами. Ожидаемые дозы для персонала и ликвидаторов аварии могут достигать несколько миллизивертов.

Транспортировка ОЯТ и РАО на ПТБ. По данным работы [56] потенциальными источниками загрязнения окружающей среды на борту ПТБ являются ОЯТ ($\sim 10^{16}$ Бк), ЖРО и ТРО (до 10^{11} Бк). Вероятность столкновения судов в течение года лежит в диапазоне от $4 \cdot 10^{-2}$ для общего их числа до $4 \cdot 10^{-4}$ с учетом затопления [174]. ПТБ проходит за один переход около 1,5 тыс. миль (однократный переход с ОЯТ с Камчатки в Приморье), что соответствует времени 6—8 суток и вероятности простого столкновения $\sim 6 \cdot 10^{-4}$, а с учетом затопления — $6 \cdot 10^{-5}$.

В течение года частота пожаров на судах лежит в диапазоне от $\sim 1 \cdot 10^{-2}$ для общего их числа до $\sim 8 \cdot 10^{-4}$ с потерей судна [174]. Для рассматриваемых условий (нахождение ОЯТ на борту до трех месяцев) вероятность общего пожара составит $\sim 2 \cdot 10^{-3}$ и с затоплением судна $\sim 2 \cdot 10^{-4}$.

Цистерны с ЖРО при ударе могут получить пробоины, но контейнеры и чехлы с ОЯТ скорее всего будут разуплотнены незначительно. В результате выход продуктов деления из ОЯТ будет зависеть от интенсивности коррозии неповрежденных защитных барьеров, которая по данным [92] не превышает 40 мкм/год . Соответственно герметичность чехлов ОТВС может сохраняться в течение нескольких лет, но затем выход радионуклидов в морскую воду увеличится и составит $\sim 1600\text{ ТБк/год}$, а радиоактивный след будет иметь длину от 10 до 50 км и ширину до 1 км [50].

В непосредственной близости от затонувшего судна ожидаемые годовые дозы для различных представителей фауны и флоры могут составить около 20 Гр. Для моллюсков такая дозовая нагрузка близка к начальной стадии гибели отдельных из них. Потребуется длительные по времени и масштабные по площади ограничения добычи морепродуктов.

Падение летательного аппарата на ПТБ. Из тех же условий, что и при падении летательного аппарата на АПЛ, вероятность аварии оценена величиной $\sim 3 \cdot 10^{-7}\text{ год}^{-1}$. Для повреждения ОЯТ необходимо попасть на площадь $\sim 11\text{ м}^2$. Вероятность такого события составляет $\sim 10^{-9}\text{ год}^{-1}$. При возгорании авиационного керосина радиоактивные вещества

могут подняться на высоту до 100 м и в случае нахождения ПТБ вблизи населенного пункта ожидаемые эффективные дозы достигнут несколько десятков миллизивертов и превысят допустимые значения.

Затопления РБ при транспортировке. По аналогии с затоплением ПТБ вероятность затопления РБ с повреждением первого контура оценивается величиной $\sim 7 \cdot 10^{-6}$ на транспортировку. Выход радионуклидов на акваторию будет определяться воздействием приливо-отливных течений. Оценки, приведенные в ряде международных проектов [169, 158, 156], показывают, что дозы облучения критических групп населения в прибрежной зоне не превысят долей процента дозы естественного облучения.

Затопление РБ без разгерметизации первого контура возможно в ~ 10 раз чаще. Соответственно вероятность составит $\sim 7 \cdot 10^{-5}$ на транспортировку. Радиационные последствия такой аварии окажутся в ~ 20 раз меньшими, чем рассмотренные ранее (менее десятых долей микрозиверта).

Потенциально возможные аварии на береговых технических базах и ПВХ РО

СЦР в блоках сухого хранения ОЯТ. В бухте Сысоева имеется блок сухого хранения с ОЯТ. В сценарии принято, что он заполнен однородными ОТВС с обогащением 21% ^{235}U . Топливо, находящееся в одном чехле (7 ОТВС), разрушается в мелкую крошку и перемешивается с водой. В случае его оседания на дно система остается глубоко подкритичной ($K_{\text{эф}} \approx 0,4$). Однако при гомогенизированном состоянии одновременно в трех соседних чехлах возможно возникновение СЦР ($K_{\text{эф}} \approx 1$, расчеты выполнены специалистами Российского научного центра «Курчатовский институт» методом Монте-Карло, код МСНР-4С). Радиационные последствия такой аварии сопоставимы или ниже СЦР, которая может возникнуть при выгрузке ОЯТ из АПЛ.

Взрывное разрушение блоков сухого хранения ОЯТ на БТБ при падении летательного аппарата. Для этих условий вероятность падения летательного аппарата в один из блоков сухого хранения соответствует $\sim 3 \cdot 10^{-8}$ год $^{-1}$. Радиационные последствия очень серьезные. Дозы внешнего облучения от облака на расстоянии 2—3 км составят ~ 50 мЗв и только на 20 км понизятся до 1 мЗв [102]. Не исключен трансграничный перенос радиоактивных веществ.

Падение летательного аппарата на РБ в пункте временного хранения. В ПВХ может находиться до 40 РБ, общая площадь ~ 150 м 2 , соответственно вероятность падения составит $\sim 1 \cdot 10^{-8}$ год $^{-1}$. Во время пожара в воздух поднимется до 10^{12} Бк техногенных радионуклидов (^{55}Fe , ^{60}Co , ^{63}Ni , ^{90}Sr и ^{137}Cs) [90]. Однако дозы в нескольких сотнях метров от точки выброса не будут превышать десятков микрозивертов. При затоплении РБ радиационные последствия будут значительно ниже.

Из приведенных выше наиболее частыми авариями (вероятность их возникновения находится в пределах 10^{-3} — 10^{-4} событий в год) при утилизации АПЛ на берегу могут быть выброс газа из системы воздуха высокого давления, разлив ЖРО, повреждение ОТВС при выгрузке или падении транспортного контейнера, пожар в реакторном отсеке и на плаву, затопление АПЛ или РБ. Однако эти аварии не ведут к переоблучению персонала и населения и не могут быть причиной интенсивного радиоактивного загрязнения окружающей среды. Их последствия ограничиваются радиоактивным загрязнением самих объектов или технических территорий (акваторий), на которых они находятся.

В то же время, несмотря на крайнюю редкость возникновения подобных событий, не исключены аварии с ОЯТ, которые могут привести не только к региональным последствиям радиоактивного загрязнения окружающей среды, но при определенных условиях и к трансграничному переносу радионуклидов (табл. 4.17).

Наиболее опасными для персонала, населения и окружающей среды на берегу являются инциденты, сопровождающиеся СЦР, падением летательного аппарата, взрывами и пожарами на ядерных и радиационно-опасных объектах. Такие аварии могут привести к масштабным и долгосрочным радиэкологическим последствиям, требующим введения ограничений на лов морепродуктов и иную хозяйственную деятельность.

Наиболее тяжелой запроектной аварией, которая может возникнуть на объектах утилизации, является СЦР при выгрузке ОЯТ из АПЛ. По шкале МАГАТЭ она достигает пятого уровня, который характеризуется как «авария, опасная для окружающей среды» [90].

Выгрузка ОЯТ из реакторов АПЛ является наиболее опасной операцией с точки зрения масштабов последствий потенциальной радиационной аварии, сопровождающейся СЦР.

Анализ сценариев, связанных с падением летательного аппарата, показывает, что они менее опасны по сравнению с СЦР с точки зрения возможного выхода радионуклидов. Радиологические последствия пожаров могут способствовать интенсивному распространению радионуклидов на большие расстояния и загрязнению обширных площадей. Как показали события 11 сентября 2001 г. в США, нельзя исключать из рассмотрения угон и падение на судно тяжелого пассажирского самолета с большим количеством топлива на борту.

Таблица 4.17. Индивидуальные дозовые нагрузки, радиационные риски и экологические последствия, которые могут возникнуть при авариях в процессе утилизации АПЛ

Сценарий аварии	Вероятность события, год ⁻¹	Доза, мЗв/год		Риск *, 10 ⁻⁶ при аварии / потенциальный		Экологические последствия (внешняя среда)
		Персонал	Население	Персонал	Население	
Затопление АПЛ с ОЯТ у пирса или на переходе к месту выгрузки ОЯТ	~10 ⁻³ —10 ⁻⁴	0,1—1 **	0,01—0,001	~10 ² / < 1	< 1 / < 1	Локальное загрязнение
Самоподдерживающаяся цепная реакция при выгрузке ОЯТ из АПЛ	~10 ⁻⁷	1000—10000	1—10	10 ⁶ / < 1	~10 ³ / < 1	Масштабное загрязнение, возможен трансграничный перенос
Падение летательного аппарата на АПЛ во время выгрузки ОЯТ	~10 ⁻⁹	10—1000	0,1—1	10 ⁵ / < 1	~10 ² / < 1	Масштабное загрязнение, возможен трансграничный перенос
Падение летательного аппарата на ПТБ с разрушением хранилища ОТВС, пожар (террористический акт)	~10 ⁻⁹	Гибель	1—100 ***	—/ < 1	~10 ⁶ / < 1	Масштабное загрязнение, возможен трансграничный перенос
Падение летательного аппарата и взрывное разрушение хранилища ОЯТ на БТБ в бухте Сысоева	~10 ⁻⁸	100—1000	1—100 ****	10 ⁵ / < 1	~10 ⁴ / < 1	Масштабное загрязнение, возможен трансграничный перенос

* Радиационный риск определен по НРБ-99, безусловно приемлемый риск соответствует $< 1 \cdot 10^{-6}$.

** При несанкционированной ловле и потреблении морепродуктов из загрязненной бухты.

*** При аварии у населенного пункта в 2—3 км от берега.

**** При прохождении радиоактивного облака через населенный пункт.

Примечание. Вероятности проведены для неблагоприятных условий — утилизация до 10 АПЛ в год.

Исходя из изложенного, в дальнейшем целесообразно в качестве максимальной гипотетической аварии рассматривать сценарии, связанные с СЦР при выгрузке ОЯТ на ФГУП «ДВЗ “Звезда”» (Приморский край) и «СВРЦ» (Камчатка), а также террористический акт с подрывом хранилища ОТВС,

возникновением интенсивного пожара и затоплением ПТБ на маршруте следования из Камчатки в Приморский край.

В соответствии с [29] для этих случаев ожидаемый выброс наиболее экологически опасных долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs (выброс других долгоживущих радионуклидов не превышает 10%) оказался сопоставимым (различие составляет 3—5 раз в пользу ПТБ, на борту которой может находиться максимально до пяти активных зон АПЛ) и наибольшим по сравнению с другими гипотетическими авариями, что еще раз подтверждает необходимость их рассмотрения в качестве источников, связанных с максимальной гипотетической аварией (данные по содержанию техногенных радионуклидов в «среднестатистических» АПЛ и ПТБ приведены в [3]).

4.2.3. Обоснование выбора и оценка параметров источника при аварии

Самопроизвольная цепная реакция, как правило, происходит в активной зоне, заполненной водой. Введение избыточной реактивности приводит в зависимости от величины и скорости энерговыделения на единицу массы к расплаву или диспергированию топлива. Температура топлива почти мгновенно достигает значений, достаточных для частичного плавления материалов активной зоны. Взаимодействие фрагментов активной зоны с перегретой водой влечет за собой паровой взрыв. Взрывом через проем монтажного люка выбрасываются фрагменты активной зоны реактора, над судном возникает кратковременный паровоздушный выброс, насыщенный радиоактивными аэрозолями. Тяжелые фрагменты, как показала авария на АПЛ в бухте Чажма в 1985 г., разлетаются от очага аварии на расстояния до 100 м, создавая область сплошного радиоактивного загрязнения территории и морской акватории, на АПЛ начинается пожар [115].

Высота подъема паровоздушного облака при скорости ветра в приземном слое атмосферы 5—15 м/с составляет 70—150 м [115]. При моделировании образования радиоактивного следа в результате СЦР, которая произошла в бухте Чажма в 1985 г., наилучшее совпадение с наблюдаемыми результатами на расстояниях 1—6 км от точки выброса получено при предположении о высоте выброса 150—200 м и скорости сухого осаждения аэрозолей 4—14 см/с [30, 21].

Реально выброс сложным образом распределен по вертикали и дисперсности частиц, и предсказать такое распределение без множества деталей процесса протекания аварии, которые заранее неизвестны, довольно сложно. Поскольку основной задачей проводимых оценок является рассмотрение последствий переноса радионуклидов на большие расстояния, предположение об источнике на высоте 150 м со скоростями осаждения радионуклидов менее 1 см/с

достаточно консервативно. Под консервативностью оценок в данном случае понимается частичная недооценка радиологических последствий в непосредственной близости от очага аварии, которая легко компенсируется прямыми измерениями и искусственным увеличением доли радионуклидов, распространяющихся на далекие расстояния. Мера неопределенности при сделанных упрощениях для радиологических последствий на расстояниях сотни километров может составлять не менее порядка величины.

В выбросе будут содержаться:

- теплоноситель первого контура (~1 т);
- несколько процентов облученной топливной композиции в виде мелкодисперсных частиц (накопленные ранее радионуклиды);
- короткоживущие продукты деления, образовавшиеся во время ЦР;
- конструкционные материалы активной зоны с наведенной активностью.

Для отработавшей АЗ активность выброса при ЦР диспергированных фрагментов топлива и металлоконструкций существенно превышает активность теплоносителя. Образовавшиеся за время вспышки радионуклиды (в основном короткоживущие продукты деления и радиоактивные благородные газы) не вносят существенного вклада в дозы облучения населения, однако они также будут учтены в расчете (для оценок радиологических последствий на дальних расстояниях).

По оценкам [115], при ЦР из реактора выбрасываются около 2% ОЯТ, 20 кг активированных металлоконструкций с активностью по ^{60}Co $2 \cdot 10^{13}$ Бк и образовавшиеся при вспышке короткоживущие продукты деления.

С учетом эффектов фракционирования радионуклидов при выбросе, а также радионуклидного состава ОЯТ «среднестатистической» АПЛ в Дальневосточном регионе на момент аварии предполагается выход из топлива примерно 10% радионуклидов цезия, ~30% ^{129}I и 70% ^{85}Kr . Принята энерговыработка АПЛ первого и второго поколений в размере 11 ГВт·сут, время отстоя АПЛ до аварийной перегрузки ОЯТ — 11 лет. Ожидаемые активности радионуклидов в мелкодисперсной форме выброса при ЦР приведены в [115].

Преднамеренный подрыв одного хранилища ОТВС на ПТБ при террористическом акте приводит к распылению части ОЯТ. Для пессимистического сценария со взрывом на ПТБ при порядковых оценках воздушного выброса могут быть использованы те же подходы, что и для диспергирования ОЯТ при ЦР. В отчете [27] предлагается принять полное распыление и подъем на достаточную высоту радионуклидов из ОЯТ, содержащихся в 2% ОТВС в хранилище. С поправкой на то, что в одном хранилище ОТВС ПТБ количество ОЯТ может быть больше, чем в реакторе АПЛ, можно использовать в 1,5 раза большие активности радионуклидов в выбросе, чем в случае возникновения ЦР.

Отдельного рассмотрения заслуживает взрыв, вызванный падением пассажирского самолета с большим количеством топлива на борту. Учитывая, что взрыв авиационного горючего произойдет за пределами хранилища ОТВС, окруженного массивной биологической защитой, степень его повреждения будет, по-видимому, меньше, чем при диверсионном взрыве. Однако подъем радиоактивных веществ произойдет на большую высоту, и площадь загрязнения может оказаться выше, чем при взрыве обычного взрывчатого вещества. Маловероятно, что после столь сильного взрыва ПТБ останется на плаву.

Таким образом, для террористического акта самой пессимистической оценкой будет рассмотрение «комбинированного» сценария, подразумевающего степень диспергирования ОЯТ при внутреннем взрыве и подъем радионуклидов на высоту, соответствующую горению большого количества авиационного топлива. Едва ли такой сценарий осуществим на практике, однако данное рассмотрение представляется целесообразным именно для оценок радиологических последствий максимальной гипотетической аварии.

Образование зоны пожара начинается с детонации (взрыва) небольшого количества топлива, сопровождающейся выделением соответствующей энергии. В результате расширения продуктов детонации давление в течение нескольких миллисекунд снижается. Однако топливо продолжает поступать в зону детонации и сгорать там при давлении окружающей среды или близком к нему. Вначале зона пожара имеет полусферическую форму, но по мере того как на горячие газы начинают действовать выталкивающие силы, она начинает подниматься, и ее форма приближается к сферической. После того как основная часть топлива прореагирует, скорость радиального расширения уменьшается, основную роль начинают играть выталкивающие силы, которые вызывают подъем области горения. После этого под воздействием конвективных потоков и сил сопротивления зона пожара может принять грибовидную форму.

Для сферической зоны пожара, соответствующей вспышке 10 т авиационного топлива, при отрыве от поверхности земли радиус зоны пожара в момент прекращения горения составит ~30 м. Через ~4,5 с происходит отрыв дымового столба от «всплывающей» зоны пожара. Высота дымового столба в момент отрыва всплывающей зоны пожара оценивается величиной ~ 30 м [104].

Благодаря плавучести газоаэрозольный выброс будет подниматься и перемещаться по горизонтали. Вовлечение в это облако окружающего воздуха вначале идет за счет его относительного движения, а затем — за счет атмосферной турбулентности. В стратифицированной атмосфере плавуче-

честь облака изменяется за счет плотности вовлекаемого воздуха. В устойчивых атмосферных условиях облако достигает предельной высоты подъема, когда плавучесть уменьшается до нуля; при неустойчивых условиях облако будет подниматься до высоты пограничного слоя атмосферы.

Если предположить, что при дефлаграционном горении вся энергия переходит в тепло, при горении около 10 тыс. кг керосина значение высоты подъема может достичь 700 м.

Реально выброс распределится между всплывающим горячим облаком и дымовым столбом. Распределение поднятой с поверхности активности между огненным шаром и дымовым столбом зависит от многих обстоятельств, учесть которые сложно. Можно предположить, что в дымовом столбе останется половина поднятой активности всех радионуклидов, кроме газообразного ^{85}Kr , который вместе с оставшейся половиной радионуклидов полностью поднимется вместе с огненным шаром. Дымовой столб высотой до 30 м в оценках моделируется тремя точечными источниками равной активности на высотах 10, 20 и 30 м. В результате интегральный выброс в дальнейших оценках моделируется четырьмя источниками. Первый находится на высоте 700 м и активности нуклидов, приведенные в табл. 4.18. Второй, третий и четвертый источники находятся на высотах 10, 20 и 30 м и содержат активности нуклидов, приведенные в табл. 4.19.

Таблица 4.18. Активности радионуклидов в «огненном шаре»

Нуклид	Активность, Бк	Нуклид	Активность, Бк
^3H	6,5E+10	^{151}Sm	3,9E+11
^{85}Kr	1,0E+14	^{152}Eu	2,1E+09
^{90}Sr	1,4E+13	^{154}Eu	3,0E+10
^{99}Tc	2,8E+09	^{155}Eu	1,1E+11
^{129}I	7,0E+07	^{238}Pu	5,5E+10
^{134}Cs	7,5E+11	^{239}Pu	3,5E+10
^{135}Cs	7,0E+08	^{240}Pu	6,5E+09
^{137}Cs	7,5E+13	^{241}Pu	1,1E+11
^{147}Pm	3,0E+12	^{241}Am	1,5E+10

Таблица 4.19. Активности радионуклидов в точечных источниках, моделирующих дымовой столб

Высота 10 м		Высота 20 м		Высота 30 м	
Нуклид	Активность, Бк	Нуклид	Активность, Бк	Нуклид	Активность, Бк
³ H	2,2E+10	¹³⁷ Cs	2,5E+13	²³⁸ Pu	1,8E+10
⁹⁰ Sr	4,5E+12	¹⁴⁷ Pm	1,0E+12	²³⁹ Pu	1,2E+10
⁹⁹ Tc	9,3E+08	¹⁵¹ Sm	1,3E+11	²⁴⁰ Pu	2,2E+09
¹²⁹ I	2,3E+07	¹⁵² Eu	7,0E+08	²⁴¹ Pu	3,5E+10
¹³⁴ Cs	2,5E+11	¹⁵⁴ Eu	1,0E+10	²⁴¹ Am	4,8E+09
¹³⁵ Cs	2,3E+08	¹⁵⁵ Eu	3,5E+10		

Исходя из анализа разработанных сценариев для получения консервативных оценок последствий выброса радиоактивности в атмосферу, в дальнейшем целесообразно в качестве экстремальных гипотетических аварий рассмотреть следующие две аварии:

- СЦР при выгрузке ОЯТ;
- террористический акт с подрывом, возникновением интенсивного пожара и затоплением ПТБ с ОЯТ на маршруте следования с Камчатки в Приморский край.

Эти оценки были использованы при моделировании и расчетах переносов радионуклидов в атмосфере, речь о которых идет ниже.

4.3. Расчетные оценки распространения радионуклидов в воздушной среде от мест возможных аварий и их воздействие на природную среду и население

4.3.1. Методология и используемые модели для оценки распространения радионуклидов в воздушной среде

Перенос по воздуху радионуклидов, выбрасываемых в атмосферу в результате радиационных аварий, которые могут возникнуть в процессе утилизации объектов ВМФ с ядерными реакторами и обращения с ОЯТ и РАО, является весьма важным с точки зрения воздействия на окружающую среду.

Исследования распространения радионуклидов в атмосферном пограничном слое при сильно изрезанной береговой линии, с существенными изменениями рельефа местности, в разных погодных условиях, при различных сценариях радиационной аварии — весьма непростая задача.

Методологической основой таких исследований служит численное моделирование. Решение этой задачи применительно к рассматриваемым объектам утилизации требует:

- анализа существующих моделей атмосферного переноса и доступной метеорологической информации;
- совершенствования существующих моделей для более адекватного учета специфики рассматриваемых районов утилизации;
- проведения многовариантных расчетов для выявления критического расстояния от места аварии включая трансграничный перенос, за пределами которого радиационные последствия оказываются пренебрежимо малыми.

Среди многочисленных моделей и методик, используемых для решения подобных задач (гауссова модель, транспортные модели, гидродинамические модели переноса, программный комплекс ZONE и т. д.), наиболее достоверные результаты дало применение усовершенствованной мезомасштабной лагранжевой траекторной модели атмосферного переноса, реализованной в компьютерной системе реального времени «НОСТРАДАМУС» [20, 154, 26], которая была разработана и использована для расчетов специалистами ИБРАЭ РАН. Система была усовершенствована для адекватного учета сложных орографических особенностей побережья — дополнена специальным блоком «атмосферного приспособления», использующим модель с непрерывной аппроксимацией рельефа вместо ступенчатой, принцип минимальности изменения кинетической энергии ветрового потока при подстройке ветрового поля к рельефу земной поверхности и т. д. [16]. Это позволило в отличие от стандартных методик:

- рассчитывать перенос загрязнений на расстояния до многих сотен километров;
- учитывать реальную трехмерную неоднородность ветрового поля в пределах атмосферного пограничного слоя;
- рассматривать источник произвольной конфигурации и формы;
- учитывать дисперсный состав аэрозольных частиц;
- учитывать изменение во времени параметров источника и метеоусловий;
- рассчитывать влияние рельефа местности на процесс рассеивания;
- рассчитывать влияние осадков с интенсивностью, зависящей от времени и координат.

Система «НОСТРАДАМУС» наряду с собственно лагранжевой траекторной моделью переноса примесей в атмосфере включает в себя также модель атмосферного пограничного слоя, необходимую для восполнения вертикальной структуры поля скоростей ветра, а также для определения категории устойчивости атмосферы по синоптическим данным. Это позволяет

использовать для расчетов различные источники и объемы метеорологической информации. Для определения коэффициентов турбулентного обмена используются табличные данные, основанные на многолетних наблюдениях вертикального профиля коэффициентов турбулентной диффузии, проведенных Научно-производственным объединением «Тайфун».

Система содержит большую базу данных по свойствам радионуклидов и коэффициентам дозового преобразования для различных путей облучения. Это позволяет рассчитывать концентрации, плотности выпадений и дозовые нагрузки для широкого спектра радионуклидов в различных физико-химических формах (аэрозольной, газовой) с учетом их взаимных превращений при радиоактивном распаде. Предусмотрено несколько способов ввода информации, ориентированных на различные источники и объемы сведений.

Метеорологическая информация может быть введена непосредственно из прогноза Росгидрометцентра либо вручную с использованием минимума данных (направление и скорость ветра на высоте 10 м и класс устойчивости). Во втором случае встроенные модели пограничного слоя позволяют восполнить высотный профиль скорости ветра, а также рассчитать класс устойчивости, если он неизвестен.

Система включает отдельный модуль анализа радиационной обстановки и оценки эффективности контрмер. В соответствии с прогнозируемыми индивидуальными дозами система показывает рекомендуемые нормативными документами защитные меры для конкретных населенных пунктов или территорий и оценивает эффективность тех или иных контрмер по снижению доз.

Верификация системы «НОСТРАДАМУС» проводилась на 12 экспериментах по атмосферной дисперсии, проведенных в разное время разными исследователями в разных странах [165, 182, 160, 28, 34, 186, 172, 184].

Практически во всех перечисленных экспериментах детально фиксировались метеорологическая обстановка и параметры источника. Как правило, в течение эксперимента происходили изменения скорости и направления ветра и класса устойчивости. Все эти изменения вводились как исходные данные для расчетов.

Результаты валидации модели на основе более 800 сопоставлений расчетных и измеренных данных показывают, что модель дает несмещенную оценку — отклонения в обе стороны практически равновероятны, и распределение имеет максимум, приходящийся на измеренное значение. Для данной точки с 50%-ной вероятностью отклонение от прогноза не превышает 2—4 раз, а с 90%-ной вероятностью не превышает 10—20 раз.

Величина максимума плотности примеси предсказывается заметно точнее — с вероятностью 90% отклонение не превышает 3 раз. Это важно для консервативных оценок, когда с большой степенью достоверности требуется убедиться в отсутствии на данном расстоянии от источника концентраций, превышающих определенный уровень.

Приведенный далее в данном разделе анализ свидетельствует, что методы оценки радиационных последствий аварийных ситуаций доведены до стадии, позволяющей принимать на единой основе сбалансированные решения для персонала и населения. В то же время необходимо отметить, что в российском нормативном законодательстве нет единого подхода относительно допустимого загрязнения окружающей среды радиоактивными веществами (продолжают действовать ведомственные нормы), особенно для морской среды. Например, на международном уровне, да и в нашей стране общественность уже считает недопустимым 1,5—2-кратное по сравнению с фоном загрязнение морской воды техногенными радионуклидами, хотя такое загрязнение не превышает 0,001—0,003 допустимой нормы.

4.3.2. Существующие подходы к оценке последствий тяжести радиационных аварий

На основе результатов моделирования распространения радиоактивного загрязнения в атмосфере для аварии типа СЦП проведен анализ последствий радиоактивного загрязнения для прилегающих сухопутных территорий. Его цель — определить масштабы территорий, где ситуация может быть оценена как аварийная разной степени тяжести, и условия, приводящие к таким экстремальным последствиям. Особый интерес представлял вопрос о максимальной удаленности от места аварии территорий, где при самых неблагоприятных условиях ситуация может быть оценена как аварийная той или иной степени тяжести.

Для оценки последствий тяжелой радиационной аварии, наиболее опасной для загрязнения прилегающих территорий, взята классификация, основанная на анализе эффективной эквивалентной дозы за первые десять суток (начальная стадия аварии) и прогнозируемой дозы за первый год после аварии (промежуточная стадия).

Тяжесть радиационной аварии по ее радиологической значимости при прохождении облака над территорией суши можно классифицировать в соответствии с действующими нормами радиационной безопасности НРБ-99 [97] по соответствующим уровням эффективной эквивалентной дозы:

- 1-й класс — менее 0,14 мЗв (ниже предела дозы);

- 2-й класс — 0,14—5 мЗв (от предела дозы до нижнего уровня критерия для принятия решения об укрытии населения в убежищах, защите органов дыхания и кожных покровов);
- 3-й класс — 5—50 мЗв (в пределах уровней критерия, когда необходимо принимать решение об укрытии населения в убежищах, защите органов дыхания и кожных покровов);
- 4-й класс — свыше 50 мЗв (необходимы чрезвычайно экстренные меры).

При анализе последствий аварии, исходя из прогнозируемых дозовых нагрузок за первый год после аварии, ситуацию можно классифицировать по соответствующим уровням эффективной эквивалентной дозы:

- 1-й класс — менее 5 мЗв (ниже предела дозы);
- 2-й класс — 5 мЗв (от предела дозы до нижнего уровня критерия для принятия решения об ограничении потребления загрязненных пищевых продуктов и питьевой воды);
- 3-й класс — 5—50 мЗв (в пределах уровней критерия когда необходимо принимать решение об ограничении потребления загрязненных пищевых продуктов и питьевой воды)
- 4-й класс — свыше 50 мЗв (необходимы чрезвычайно экстренные меры)

С учетом приведенной выше классификации тяжести аварии проведен анализ последствий различных типов максимальных гипотетических ядерных и радиационных аварий, связанных с утилизацией атомных подводных лодок на Камчатском полуострове. Основное внимание уделено изучению условий, при которых загрязнения, которые можно классифицировать как аварийные (2-го класса и выше), могут обнаружиться не в непосредственной близости от источника аварии и представлять потенциальную опасность на удалении для населения.

Наибольшую опасность с точки зрения переноса первоначального выброса на заметные расстояния по воздуху представляют ситуации, связанные с возникновением СЦР. Ниже представлены модельные оценки возможных последствий аварии, протекающей по сценарию СЦР при выгрузке ОЯТ (предполагается, что облако проходило над сушей), для разных предположений о высоте подъема паровоздушного облака. Проведен анализ чувствительности последствий аварии для населения и загрязнения территорий к метеорологической ситуации. Выделены самые опасные сочетания условий распространения в атмосфере и сценария аварии (метеорологическая ситуация, высота подъема паровоздушного облака, характерный размер аэрозольных частиц), приводящие к наибольшему масштабу загрязнения территории и максимальному размеру зоны, где эти загрязнения могут возникнуть.

4.3.3. Оценка последствий радиационных аварий различной тяжести при утилизации АПЛ

Представленные далее на рисунках зависимости показывают границы территории, где класс аварии выше первого по прогнозируемым уровням эффективной эквивалентной дозы за первые десять суток после аварии. Желтая линия — граница области, где класс аварии выше первого (2—4-й), голубая — промежуточная линия для дополнительного контроля (границы области, где общая эффективная доза превышает 2 Зв), синяя — граница области 3-го класса тяжести, сиреневая — граница области 4-го класса тяжести.

Различные метеорологические ситуации и предположения о высоте выброса

Первый тип метеоусловий: мелкодисперсный аэрозольный состав источника. В качестве первого варианта метеорологических условий распространения радиоактивного выброса в атмосфере рассмотрим следующие ситуации. Дождь отсутствует. Классы стабильности — неустойчивая (типичная скорость ветра — 2 м/с), нейтральная (5 м/с) и устойчивая (2 м/с). Аэрозоль мелкий, гравитационное осаждение не учитывается (аэрозоль мелкодисперсный, практически невесомый). Различная эффективная высота выброса.

Результаты для высоты выброса 10 м. Для низкого источника (отсутствие значительного начального конвективного подъема) самая большая зона, где ситуация может быть оценена как максимально тяжелая (4-го класса тяжести), возникает, если нет дождя и аэрозоль практически невесом, при устойчивой стратификации. Местоположение зоны — в непосредственной близости от места аварии. В этом случае зона, подвергнувшаяся загрязнению 4-го класса тяжести, тянется на расстоянии до 3 км от источника (**рис. 4.3**). Зона, где тяжесть аварии соответствует 3-му классу и выше, распространяется на расстояние до 12 км от источника. Зона со 2-м классом тяжести аварии и выше тянется более чем на 20 км от источника.

Результаты для высоты выброса 50 м и выше. При устойчивой стратификации из-за наличия приземной инверсии, где турбулентный обмен затруднен, зона 4-го класса тяжести вообще не возникает (**рис. 4.4**). Таким образом, при отсутствии дождя и мелкодисперсном составе выброса самая большая территория загрязнения с 4-м классом тяжести аварии находится в непосредственной близости от источника и может возникнуть в случае устойчивой стратификации и низкой первоначальной эффективной высоты выброса (10 м).

При любых других высотах паровоздушного выброса в пределах 10—300 м самая большая территория загрязнения, где ситуация может быть оценена 2-м классом тяжести и выше, возникает при неустойчивой стратификации.

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

Однако территории, где ситуация может быть оценена 4-м классом тяжести, здесь очень мала (только в непосредственной близости от источника или вообще отсутствует) (рис. 4.5).

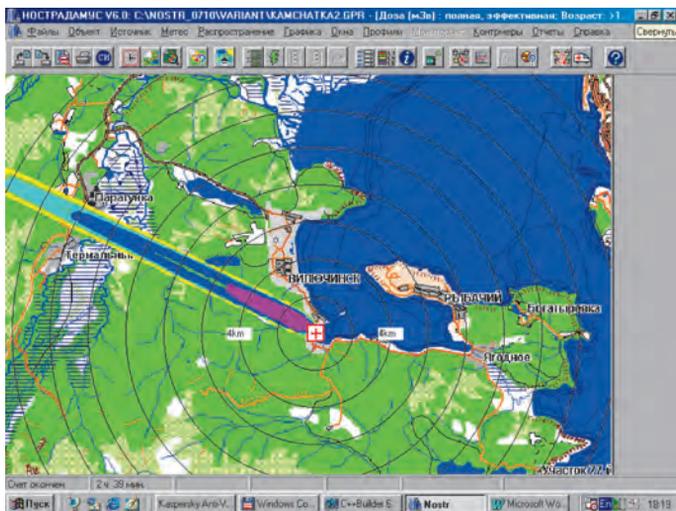


Рис. 4.3. Высота источника 10 м

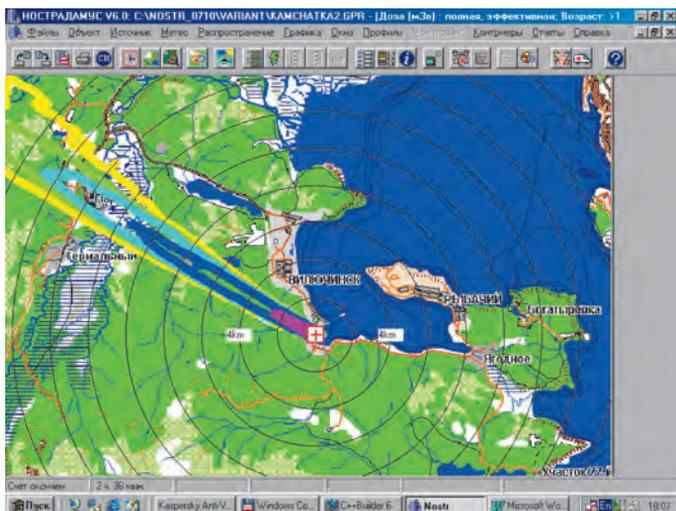


Рис. 4.4. Высота источника 50 м

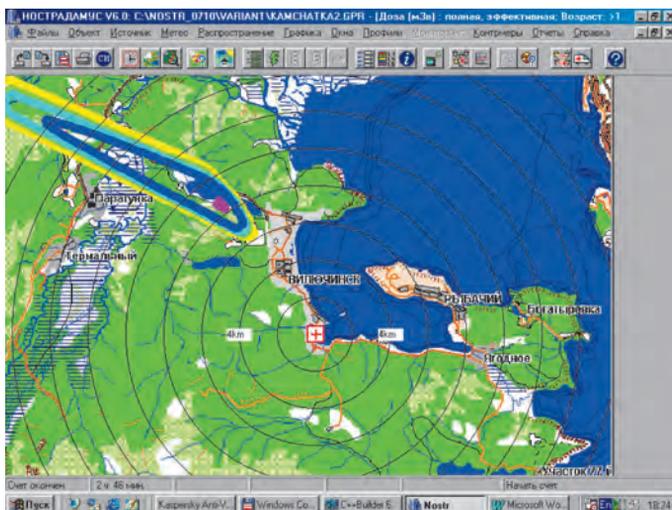


Рис. 4.5. Высота источника 300 м

Для нейтральной стратификации возникает ситуация, промежуточная по отмеченным экстремальным площадям, подвергшимся радиоактивному загрязнению со 2-м классом тяжести и выше, а также по экстремальным площадям с 4-м классом тяжести.

В целом территории со 2-м классом тяжести аварии и выше в отсутствие дождя и при очень мелкодисперсном составе примеси (практически невесомом) могут находиться максимум на расстояниях 20—30 км от источника при самом неблагоприятном сочетании метеорологической ситуации и высоты подъема.

Второй тип метеоусловий: мелкодисперсный аэрозоль, но радиоактивное облако проходит через зону интенсивных осадков, либо крупнодисперсный аэрозоль. Опасность для отдаленных территорий возрастает, если существует гравитационное осаждение или наблюдается сильный дождь при высоком начальном подъеме паровоздушного облака (что вполне возможно для рассматриваемых типах аварии).

Если предположить, что скорость гравитационного осаждения составляет порядка 10 см/с, то:

- при высоте источника 50 м территории, где класс тяжести аварии оценивается как 4-й, простираются на расстояния до 5 км от источника;
- при высоте источника 300 м могут возникнуть небольшие по площади территории с 4-м классом тяжести на расстоянии 8—10 км от источника;

- при высоте источника 500 м, несмотря на то что не наблюдается радиационного загрязнения, подпадающего под 4-й класс тяжести, возникают пятна загрязнений на расстоянии почти 20 км с 3-м классом тяжести.

При устойчивой стратификации и наличии гравитационного осаждения со скоростью 10 см/с для высоты источника 50 м возникают значительные территории протяженностью от источника до 5 км, где тяжесть аварии оценивается 4-м классом (аналогичный расчет для мелкодисперсной смеси показал отсутствие таких территорий).

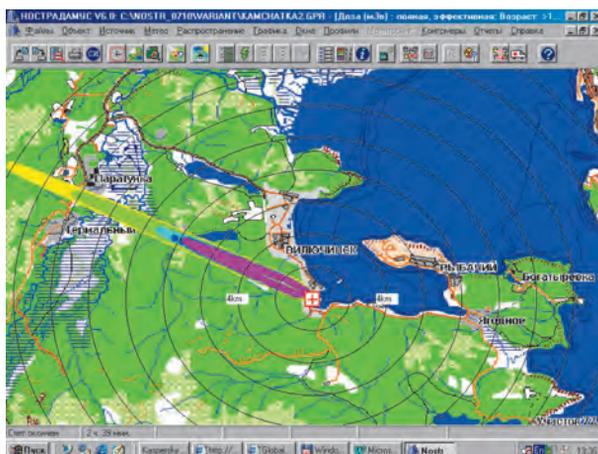


Рис. 4.6. Высота источника 50 м, гравитационное осаждение 10 см/с, районирование по классу аварии на основе прогнозируемых доз за первый год после аварии

Для более высоких источников при устойчивой стратификации территории, где ситуация оценивается 3—4-м классом тяжести, могут находиться даже на расстояниях 10—20 км от источника. В целом при наличии гравитационного осаждения масштаб зоны аварии с 4-м классом тяжести на основе прогнозируемых эффективных доз облучения за первые десять суток после аварии заметно увеличивается. Однако даже в этом случае территориальный масштаб аварии при распространении радиоактивного загрязнения по воздуху остается в пределах 30-километровой зоны от места аварии. Возникновение зоны интенсивных осадков на пути радиоактивного облака может приводить к ситуациям, когда загрязнению могут подвергнуться территории на расстояниях больших, чем 20—30 км, однако они в любом случае не превышают величин порядка 50 км, кроме того, не возникают зоны загрязнения с 4-м классом тяжести.

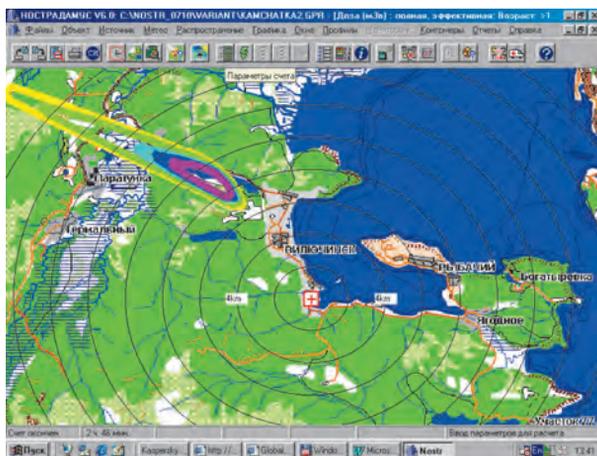


Рис. 4.7. Высота источника 300 м, гравитационное осадчение 10 см/с, районирование по классу аварии на основе прогнозируемых доз за первый год после аварии

Анализ послеаварийной ситуации на основе прогноза эффективных доз облучений за первый год после аварии показывает, что размеры зоны, где степень тяжести аварии оценивается 2-м классом и выше, и выше, меняется незначительно, но при этом доля территорий с 4-м классом тяжести (когда они имеются) становится больше (рис. 4.6 и 4.7).

Варианты гипотетического радиоактивного загрязнения Петропавловска-Камчатского при различных метеоусловиях. Расчет проводился по компьютерному коду «НОСТРАДАМУС». Местом реактивной аварии считалась территория завода СВРЦ. Для получения максимально консервативных оценок в расчетах принималась категория атмосферной устойчивости F по Пасквиллу — «устойчивые» погодные условия, соответствующие «узкому» следу и максимальным радиологическим последствиям на территориях, подвергшихся радиационному воздействию. Направление ветра выбиралось на город. Скорость ветра принималась постоянной за все время распространения радионуклидов и равной 4 м/с. При расчетах учитывался реальный рельеф на пути распространения радиоактивного облака — водная поверхность, сопки и городская застройка.

Расчет проводился как для «сухих» выпадений, так и при наличии атмосферных осадков — дождя интенсивностью 10 мм/ч над городом. Для оценок временных характеристик формирования дозовых нагрузок рассматривалась «точка индикации» в центре города.

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

«Сухие» выпадения. На **рис. 4.8** и **4.9** приведены распределения плотности радиоактивных выпадений и годовой эффективной дозы соответственно. Видно, что граница радиоактивного облака достигает рассматриваемой точки примерно через 50 мин с момента аварии, время ингаляции составляет примерно 10 мин. Значение эффективной дозы за счет ингаляции — чуть менее 0,2 мЗв.

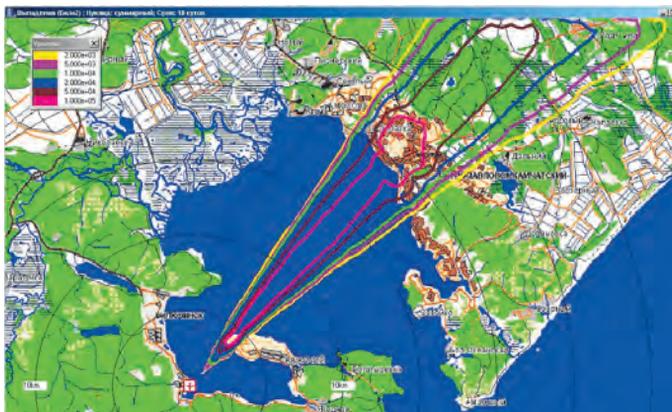


Рис. 4.8. Распределение плотности радиоактивных выпадений

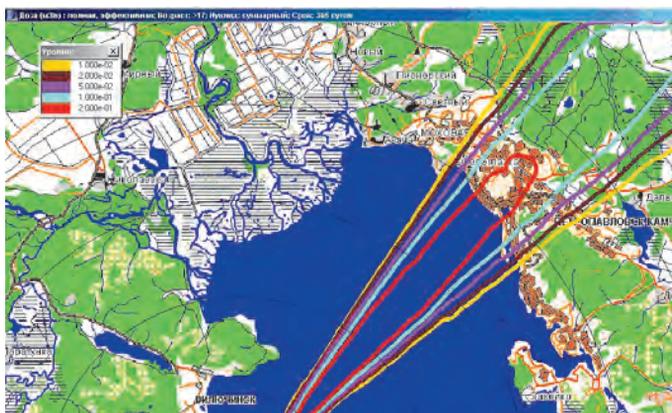


Рис. 4.9. Распределение годовой эффективной дозы

Влияние внешнего облучения за время прохождения радиоактивного облака незначительно — примерно 1,2 мкЗв. Долговременное накопление дозы связано с внешним излучением радиоактивных выпадений на следе,

сформировавшемся после прохождения облака. Однако добавка к годовой дозе, полученной при ингаляции, незначительна — примерно 0,05 мЗв (рис. 4.10). Ожидаемое значение годовой эффективной дозы в выбранной точке города составляет примерно 0,22 мЗв (рис. 4.11). Распределение годовой эффективной дозы по оси следа приведено на рис. 4.12.

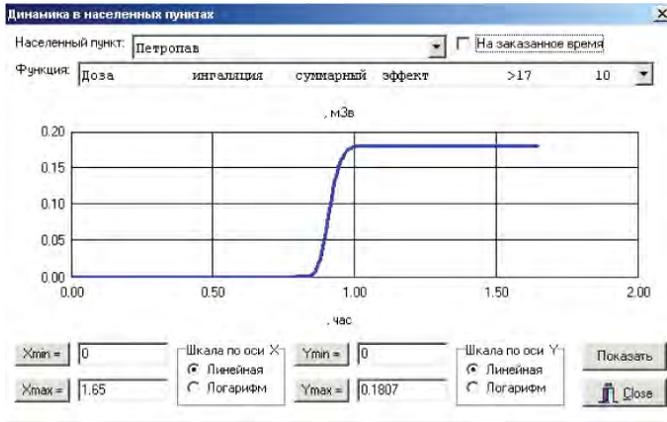


Рис. 4.10. Динамика накопления ингаляционной дозы во время прохождения радиоактивного облака над точкой индикации

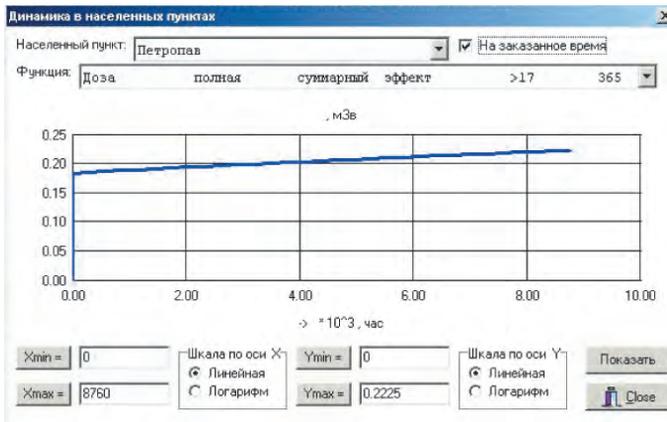


Рис. 4.11. Динамика формирования годовой эффективной дозы в точке индикации

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации



Рис. 4.12. Распределение годовой эффективной дозы по оси следа

Пики на распределении плотности радиоактивных выпадений на расстояниях 7 и 20 км от точки аварии обусловлены большей интенсивностью осаднения радионуклидов на сопках полуострова Рыбачий, а также на прибрежных сопках и городской застройке. Максимально ожидаемые значения плотности радиоактивных выпадений и годовой эффективной дозы для города составляют примерно $2 \cdot 10^5$ Бк/м² и 0,25 мЗв соответственно.

«Влажные» выпадения. Для учета влияния на радиологические последствия рассматриваемой аварии атмосферных осадков проводился аналогичный расчет с теми же параметрами модели, но в предположении наличия над городом атмосферных осадков интенсивностью 10 мм/ч. Область атмосферных осадков в модели показана голубой линией на рис. 4.13.



Рис. 4.13. Область выпадения осадков интенсивностью 10 мм/ч в расчете

На **рис. 4.14** и **4.15** приведены полученные распределения плотности радиоактивных выпадений и годовой эффективной дозы.



Рис. 4.14. Распределение плотности радиоактивных выпадений при наличии атмосферных осадков



Рис. 4.15. Распределение годовой эффективной дозы при наличии атмосферных осадков

На **рис. 4.16** и **4.17** приведены распределения плотности радиоактивных выделений и годовой эффективной дозы по оси распространения радиоактивного облака.

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

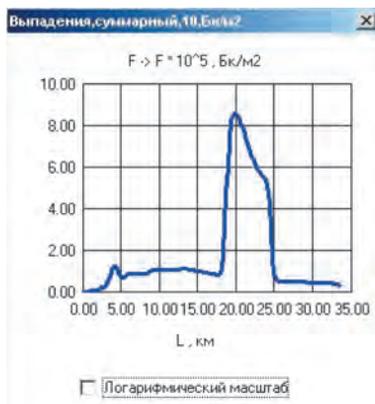


Рис. 4.16. Распределение плотности радиоактивных выпадений по оси распространения облака при наличии атмосферных осадков

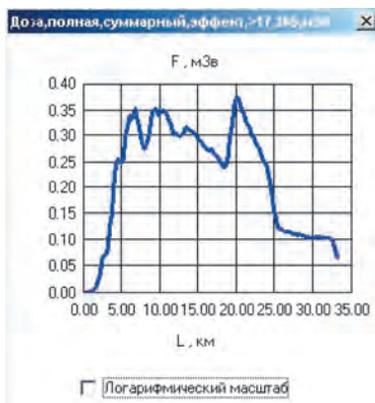


Рис. 4.17. Распределение годовой эффективной дозы по оси распространения облака при наличии атмосферных осадков

Для реактивной аварии при принятых предположениях граница радиоактивного облака достигает города (расстояние около 20 км от места аварии) примерно через 50 мин с момента аварии, время ингаляции — примерно 10 мин.

Основной вклад в дозу вносит ингаляция радионуклидов при прохождении радиоактивного облака (~0,2 мЗв). Вклад в дозу от внешнего облучения при прохождении радиоактивного облака незначителен (~1,2 мкЗв). Долговременное накопление дозы связано с внешним излучением радиоактивных выпадений на следе, сформировавшемся после прохождения

облака. Однако добавка к годовой дозе, полученной при ингаляции, незначительна — примерно 0,01 мЗв. Максимально ожидаемые значения плотности «сухих» радиоактивных выпадений и годовой эффективной дозы для города составляют примерно $2 \cdot 10^5$ Бк/м² и 0,25 мЗв соответственно.

Для «влажных» выпадений (дождь с интенсивностью 10 мм/ч) за счет вымывания радионуклидов осадками значение ингаляционной дозы незначительно снижается (примерно на 10% — с 0,2 до 0,18 мЗв), но происходит значительное (примерно в четыре раза — с 0,05 до 0,19 мЗв) увеличение вклада в суммарную эффективную дозу внешнего облучения от радиоактивных выпадений. Полученные максимальные значения годовой эффективной дозы — около 0,4 мЗв, плотности активности выпадений — примерно $9 \cdot 10^5$ Бк/м². Эти величины можно рассматривать как верхние оценки радиологических последствий реактивной аварии для Петропавловска-Камчатского.

4.3.4. Радиологические последствия аварии при террористическом подрыве ПТБ

В качестве места аварии выбрана территория судоремонтного завода СВРЦ. Для получения максимально консервативных оценок в расчетах принималась категория атмосферной устойчивости *F* по Пасквиллу — «устойчивые» погодные условия, соответствующие «узкому» следу и максимальным радиологическим последствиям на территориях, подвергшихся радиационному воздействию. Направление ветра выбиралось в соответствии с максимальным радиационным воздействием (на город). Скорость ветра принималась постоянной за все время распространения радионуклидов и равной 4 м/с. В расчетах учитывался реальный рельеф на пути распространения радиоактивного облака — водная поверхность, сопки и городская застройка. Расчет проводился как для «сухих» выпадений, так и при наличии атмосферных осадков («мокрых» выпадений) — дождя интенсивностью 10 мм/ч над городом. Для оценок временных характеристик формирования дозовых нагрузок рассматривалась точка индикации в центре города.

«Сухие» выпадения. На **рис. 4.18** и **4.19** приведены распределения дозы за счет ингаляции радионуклидов и годовой эффективной дозы.

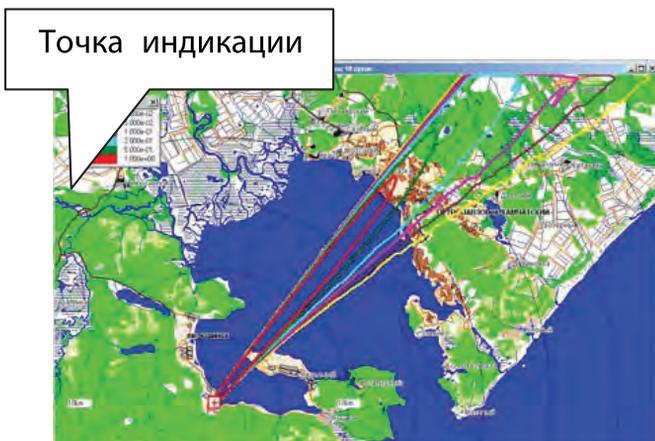


Рис. 4.18. Распределение ингаляционной дозы радиоактивных выпадений

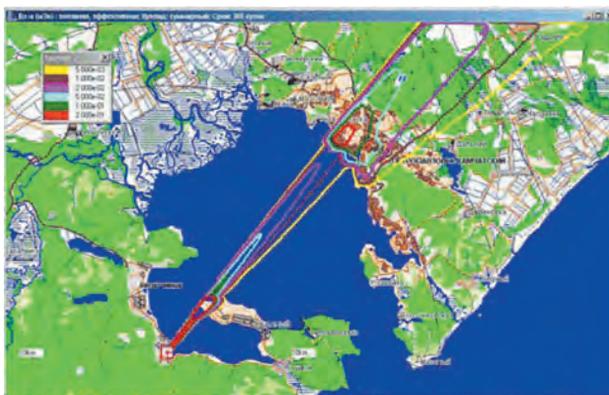


Рис. 4.19. Распределение годовой эффективной дозы

На рис. 4.20 приведена динамика формирования эффективной ингаляционной дозы для выбранной точки индикации. Видно, что граница радиоактивного облака достигает рассматриваемой точки примерно через 1,25 ч с момента аварии, время ингаляции составляет примерно 15 мин. Значение эффективной дозы за счет ингаляции — около 0,35 мЗв. Влияние внешнего облучения за время прохождения радиоактивного облака незначительно — примерно 13 мкЗв (рис. 4.21).

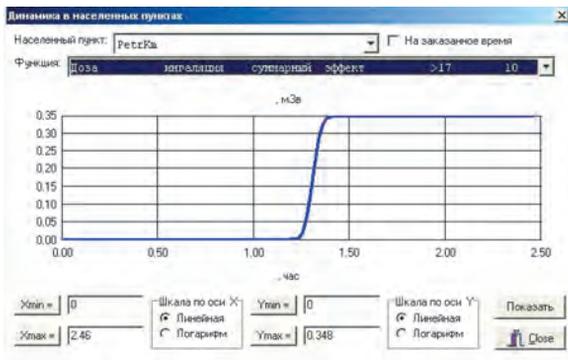


Рис. 4.20. Динамика накопления ингаляционной дозы во время прохождения радиоактивного облака над точкой индикации

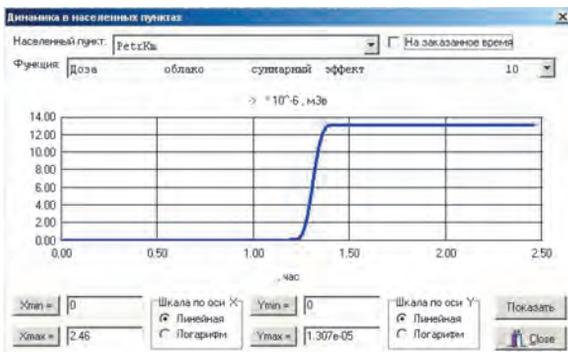


Рис. 4.21. Доза внешнего облучения за время прохождения радиоактивного облака над точкой индикации

Долговременное накопление дозы связано с внешним излучением радиоактивных выпадений на следе, сформировавшемся после прохождения облака. Однако добавка к годовой дозе, полученной при ингаляции, незначительна — примерно 0,1 мЗв. Ожидаемое значение годовой эффективной дозы в точке индикации составляет чуть более 0,4 мЗв. На рис. 4.22 и 4.23 приведены распределения для оси следа.



Рис. 4.22. Распределение эффективной ингаляционной дозы по оси распространения радиоактивного облака



Рис. 4.23. Распределение плотности радиоактивных выпадений по оси следа
Пики на распределении плотности радиоактивных выпадений на расстояниях 7 и 20 км от точки аварии обусловлены большей интенсивностью осадения радионуклидов на сопках полуострова Рыбачий, а также на прибрежных сопках и городской застройке. Максимально ожидаемые значения плотности радиоактивных выпадений и годовой эффективной дозы в черте города составляют примерно $1 \cdot 10^6$ Бк/м² и 1,8 мЗв соответственно.

«Влажные» выпадения. Для учета влияния на радиологические последствия рассматриваемой аварии атмосферных осадков проводился аналогичный расчет с теми же параметрами модели, но в предположении наличия над городом атмосферных осадков интенсивностью 10 мм/ч. Область атмосферных осадков в модели показана лиловой линией на **рис. 4.24**.



Рис. 4.24. Область выпадения осадков интенсивностью 10 мм/ч в расчете
На **рис. 4.25** и **4.26** приведены полученные распределения ингаляционной дозы и плотности радиоактивных выпадений.

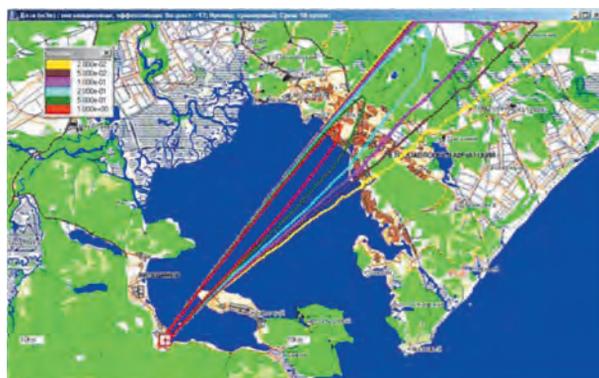


Рис. 4.25. Распределение ингаляционной дозы при прохождении радиоактивного облака при наличии атмосферных осадков

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

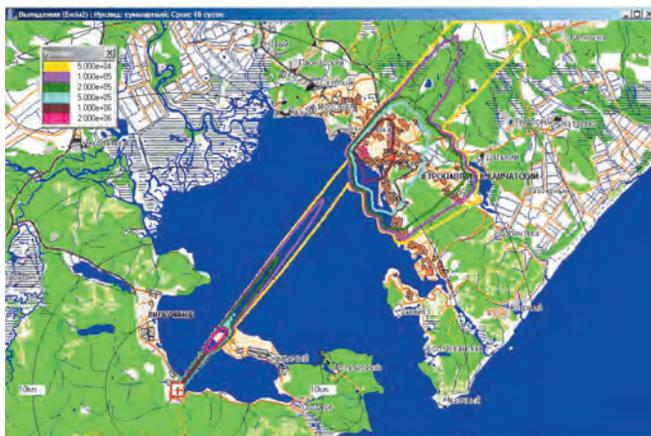


Рис. 4.26. Распределение плотности радиоактивных выпадений при наличии атмосферных осадков

Для рассматриваемой аварии при принятых предположениях граница радиоактивного облака достигает города (расстояние около 20 км от места аварии) примерно через 1,25 ч с момента аварии, время ингаляции составляет примерно 15 мин.

Основной вклад в дозу вносит ингаляция радионуклидов при прохождении радиоактивного облака. Вклад в дозу от внешнего облучения при прохождении радиоактивного облака незначителен (~13 мкЗв). Долговременное накопление дозы связано с внешним излучением радиоактивных выпадений на следе, сформировавшемся после прохождения облака. Максимально ожидаемые значения плотности «сухих» радиоактивных выпадений и годовой эффективной дозы в черте города составляют примерно $1 \cdot 10^6$ Бк/м² и 1,8 мЗв соответственно.

Для «влажных» выпадений (дождь с интенсивностью 10 мм/ч) за счет вымывания радионуклидов осадками значение ингаляционной дозы значительно снижается (примерно на 10%), но происходит существенное увеличение вклада в суммарную эффективную дозу внешнего облучения от радиоактивных выпадений. Полученные максимальные значения годовой эффективной дозы в черте города — около 2 мЗв, плотности активности выпадений — примерно $2 \cdot 10^6$ Бк/м². Эти значения можно рассматривать как верхние оценки радиологических последствий рассматриваемой аварии для Петропавловска-Камчатского.

4.3.5. Оценка радиологических последствий реактивной аварии для Алеутских островов

Местом реактивной аварии считалась территория завода СВРЦ. Направление ветра выбрано так, чтобы оно соответствовало максимальному радиационному воздействию на ближайшие к Камчатскому полуострову Алеутские острова. Скорость ветра принималась постоянной за все время распространения радионуклидов и равной 4 м/с.

Время подхода облака к рассматриваемой области составляет более суток. Несомненно, что за это время категория атмосферной устойчивости будет меняться. Для учета этих факторов и получения более реалистичных результатов при сохранении консервативности рассмотрения было решено провести расчет при постоянной скорости ветра и устойчивых погодных условиях (категория F по Пасквиллу). Время распространения облака в расчетах составляла 100 ч, что достаточно для полного прохождения облака над рассматриваемой территорией. Для оценок временных характеристик формирования дозовых нагрузок рассматривалась «точка индикации» на ближайшем к Камчатскому полуострову из больших Алеутских островов. Картограммы и графики строились для тех же условий и параметров, что и для Петропавловска-Камчатского.

«Сухие» выпадения (рис. 4.27 и 4.28). Граница радиоактивного облака достигает рассматриваемой точки примерно через 40 ч с момента аварии, время ингаляции — примерно 10 ч. Значение эффективной дозы за счет ингаляции — около 0,7 мкЗв. Доза внешнего облучения от проходящего радиоактивного облака дает незначительный вклад в общую дозу (примерно на три порядка меньше ингаляционной дозы).

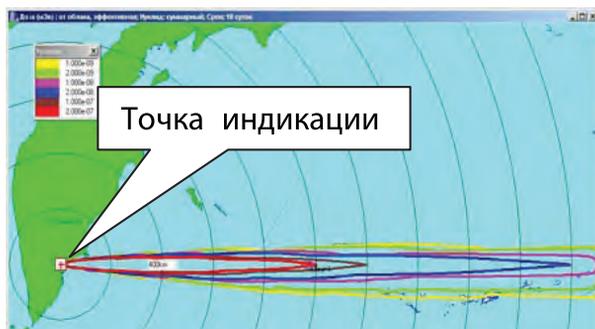


Рис. 4.27. Ожидаемые дозы внешнего облучения от проходящего радиоактивного облака

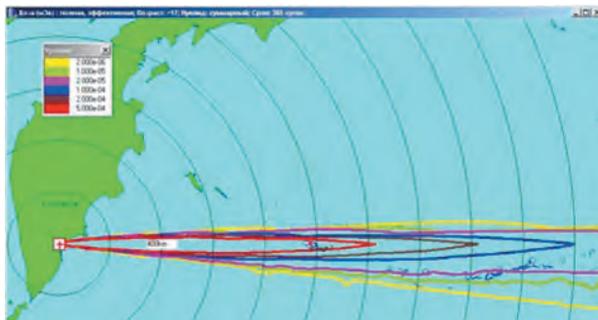


Рис. 4.28. Годовая эффективная доза

Оказалось, что основной вклад в дозу вносит ингаляция радионуклидов при прохождении радиоактивного облака. Дальнейшее формирование дозы происходит за счет внешнего облучения от радиоактивных выпадений, однако вклад этого пути воздействия в суммарную эффективную дозу составляет около 10%. Максимальное значение плотности радиоактивных выпадений (на ближайшем из Алеутских островов) составляет примерно 400 Бк/м^2 . Вклад в дозу от внешнего облучения при прохождении радиоактивного облака незначителен.

Для ближайших островов Алеутской гряды (расстояние около 1000 км от места аварии) максимальное значение годовой эффективной дозы составит примерно 0,8 мкЗв. При удалении на расстояние протяженности островов Алеутской гряды (примерно 3000 км) данное значение будет уменьшаться чуть более чем на порядок величины.

«Влажные» выпадения. Для учета влияния на радиологические последствия рассматриваемой аварии атмосферных осадков проводился аналогичный расчет, но в предположении наличия атмосферных осадков интенсивностью 10 мм/ч над ближайшими из Алеутских островов. На рис. 4.29 и 4.30 приведены полученные распределения ингаляционной дозы и плотности радиоактивных выпадений.

Для реактивной аварии в принятых предположениях граница радиоактивного облака достигает ближайшей границы островов Алеутской гряды (расстояние около 1000 км от места аварии) примерно через 40 ч с момента аварии, время ингаляции составляет примерно 10 ч.

Основной вклад в дозу вносит ингаляция радионуклидов при прохождении радиоактивного облака (примерно 0,7 мкЗв для ближайшей к аварии точке). Вклад в дозу от внешнего облучения при прохождении радиоактивного облака незначителен. Дальнейшее формирование дозы происходит за счет внешнего облучения от радиоактивных выпадений, однако

вклад этого пути воздействия в суммарную эффективную дозу составляет около 10%. Ожидаемое максимальное значение годовой эффективной дозы составляет чуть менее 0,8 мкЗв. При удалении на расстояние протяженности островов Алеутской гряды (примерно 3000 км) данное значение будет уменьшаться более чем на порядок величины. Максимальное значение плотности радиоактивных выпадений (на ближайшем из Алеутских островов) составляет примерно 400 Бк/м^2 .

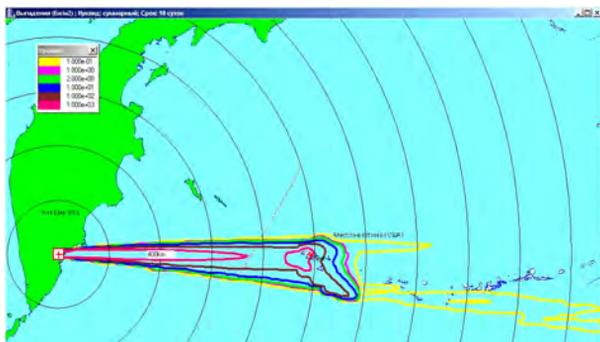


Рис. 4.29. Распределение плотности активности выпадений после прохождения облака при наличии атмосферных осадков

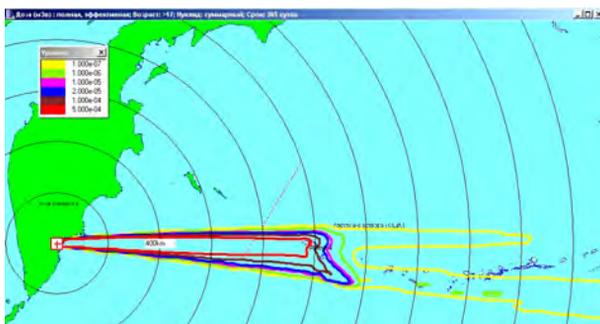


Рис. 4.30. Распределение годовой эффективной дозы при наличии атмосферных осадков

Для «влажных» выпадений (дождь с интенсивностью 10 мм/ч) за счет вымывания радионуклидов осадками значение ингаляционной дозы над Алеутскими островами снижается, но происходит увеличение вклада в суммарную эффективную дозу внешнего облучения от радиоактивных выпадений. Полученные максимальные значения годовой эффективной дозы —

около 1 мкЗв, плотности активности выпадений — примерно 2000 Бк/м². Эти величины можно рассматривать как верхние оценки радиологических последствий реактивной аварии для Алеутских островов.

4.3.6. Оценка радиологических последствий аварии, связанной с террористическим подрывом ПТБ для Алеутских островов

Местом аварии считался выход из Авачинского залива. Направление ветра выбиралось на ближайший остров Алеутской гряды, скорость ветра принималась постоянной — 4 м/с. Продолжительность времени распространения облака в расчете составляла 100 ч, что достаточно для его полного прохождения над рассматриваемой территорией для выбранных погодных условий.

Расчет проводился как для «сухих» выпадений, так и при наличии атмосферных осадков — дождя интенсивностью 10 мм/ч над ближайшими островами Алеутской гряды. Для оценок временных характеристик формирования дозовых нагрузок рассматривалась «точка индикации» на ближайшем к Камчатке из Больших Алеутских островов (Алеут).

Оказалось, что для ближайших островов Алеутской гряды (расстояние около 1000 км от места аварии) в принятых предположениях граница радиоактивного облака достигает ближайшей границы островов Алеутской гряды примерно через 25 ч с момента аварии, а время ингаляции составит приблизительно 35 ч.

В этих условиях максимальное значение годовой эффективной дозы составит чуть менее 2 мкЗв. При удалении на расстояние протяженности островов Алеутской гряды (примерно 3000 км) это значение будет уменьшаться чуть более чем на порядок величины.

Для «влажных» выпадений (дождь с интенсивностью 10 мм/ч) за счет вымывания радионуклидов осадками значение ингаляционной дозы над Алеутскими островами существенно снижается, но происходит увеличение вклада в суммарную эффективную дозу внешнего облучения от радиоактивных выпадений. Полученные максимальные значения годовой эффективной дозы — около 2,5 мкЗв, плотности активности выпадений — примерно 6500 Бк/м². Эти значения можно рассматривать как верхние оценки радиологических последствий рассматриваемой аварии для Алеутских островов.

4.3.7. Оценка радиологических последствий реактивной аварии для северного побережья Японии

Местом реактивной аварии считалась территория завода СВРЦ. Направление ветра соответствовало максимальному радиационному воздействию на северное побережье острова Хоккайдо, скорость ветра — 4 м/с. Для получения более реалистичных результатов расчет проводился при постоянной скорости ветра, но неустойчивых погодных условиях (категория F по Пасквиллу).

Продолжительность времени распространения облака в расчете составляла 100 ч, что достаточно для полного прохождения облака над рассматриваемой территорией для выбранных погодных условий. Для оценок временных характеристик формирования дозовых нагрузок рассматривалась точка индикации на ближайшем к Камчатке острове Большой Курильской гряды.

«Сухие» выпадения. На рис. 4.31 и 4.32 приведены распределения дозы за счет ингаляции радионуклидов и плотности радиоактивных выпадений, сформировавшихся после прохождения следа.

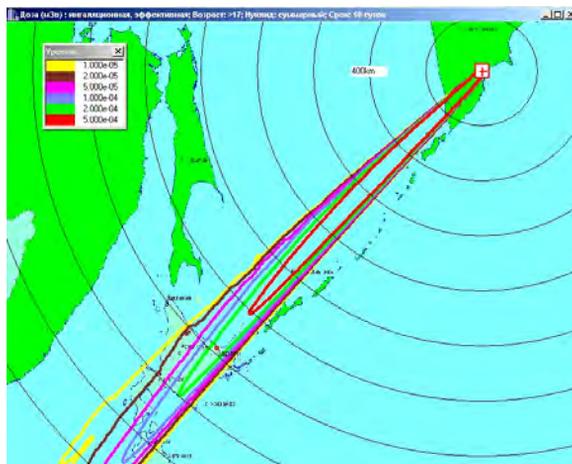


Рис. 4.31. Ожидаемые эффективные ингаляционные дозы

В рамках принятых предположений граница радиоактивного облака достигает рассматриваемой точки примерно через 50 ч с момента аварии, время ингаляции составляет приблизительно 15 ч. Значение эффективной дозы за счет ингаляции составляет около 0,3 мкЗв.

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

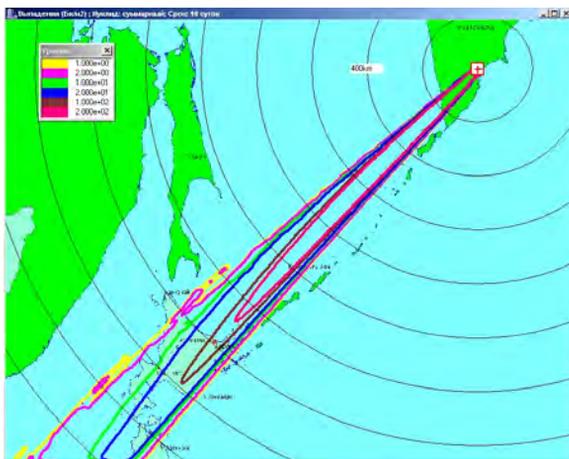


Рис. 4.32. Плотность активности выпадений после распространения радиоактивного облака

Основной вклад в дозу вносит ингаляция радионуклидов при прохождении радиоактивного облака. Дальнейшее формирование дозы происходит за счет внешнего облучения от радиоактивных выпадений, однако вклад этого пути воздействия в суммарную эффективную дозу составляет около 10%. Максимальное значение плотности радиоактивных выпадений на побережье составляет примерно 300 Бк/м^2 . Вклад в дозу от внешнего облучения при прохождении радиоактивного облака незначителен.

Для ближайшего побережья Японии (расстояние около 1400 км от места аварии) максимальное значение годовой эффективной дозы составит примерно 0,4 мкЗв.

«Влажные» выпадения. Для учета влияния на радиологические последствия рассматриваемой аварии атмосферных осадков проводился аналогичный расчет, но предполагалось наличие атмосферных осадков интенсивностью 10 мм/ч над ближайшим к месту аварии побережьем острова Хоккайдо. На **рис. 4.33** область атмосферных осадков в модели показана красной линией.

На **рис. 4.34** и **4.35** приведены соответственно полученные распределения ингаляционной дозы и плотности радиоактивных выпадений.

Для реактивной аварии в принятых предположениях граница радиоактивного облака достигает северного побережья острова Хоккайдо (расстояние около 1400 км от места аварии) примерно через 50 ч с момента аварии, время ингаляции составляет приблизительно 15 ч. Основной вклад в дозу вносит ингаляция радионуклидов при прохождении

радиоактивного облака ($\sim 0,3$ мкЗв для ближайшей к аварии точке). Вклад в дозу от внешнего облучения при прохождении радиоактивного облака незначителен (примерно на три порядка меньше). Дальнейшее формирование дозы происходит за счет внешнего облучения от радиоактивных выпадений, однако вклад этого пути воздействия в суммарную эффективную дозу также незначителен. Ожидаемое максимальное значение годовой эффективной дозы — около $0,4$ мкЗв. Максимальное значение плотности радиоактивных выпадений составляет примерно 300 Бк/м².



Рис. 4.33. Область выпадения осадков интенсивностью 10 мм/ч в расчете

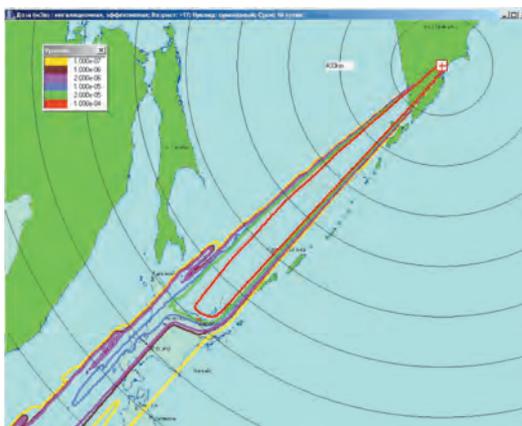


Рис. 4.34. Распределение ингаляционной дозы при наличии атмосферных осадков

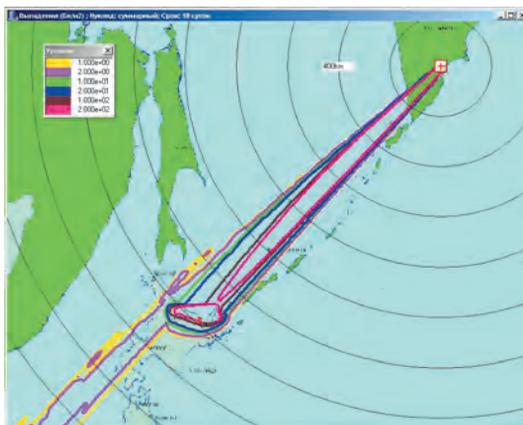


Рис. 4.35. Распределение плотности активности выпадений после прохождения облака при наличии атмосферных осадков

Для «влажных» выпадений (дождь с интенсивностью 10 мм/ч) за счет вымывания радионуклидов осадками значение ингаляционной дозы снижается, но увеличивается вклад в суммарную эффективную дозу внешнего облучения от радиоактивных выпадений. Полученные максимальные значения годовой эффективной дозы — около 1 мкЗв, плотности активности выпадений — примерно 1600 Бк/м². Эти значения можно рассматривать как верхние оценки радиологических последствий реактивной аварии для ближайшего к месту аварии побережья Японии.

4.3.8. Оценка радиологических последствий аварии на ПТБ для Японии

Местом реактивной аварии считалась точка, находящаяся на маршруте транспортировки ОЯТ из Камчатки в Приморье около берегов Японии — в проливе Лаперуза. Для получения максимально консервативных оценок в расчетах принималась категория атмосферной устойчивости F по Пасквиллу — «устойчивые» погодные условия, соответствующие «узкому» следу и максимальным радиологическим последствиям на территориях, подвергшихся радиационному воздействию. Направление ветра — на побережье острова Хоккайдо. Скорость принималась постоянной за все время распространения радионуклидов и равной 4 м/с. Для оценок временных характеристик формирования дозовых нагрузок рассматривалась точка индикации на северном побережье Хоккайдо.

«Сухие» выпадения. На рис. 4.36 приведена динамика формирования эффективной ингаляционной дозы для выбранной точки индикации. Видно,

что в принятых предположениях граница радиоактивного облака достигает рассматриваемой точки примерно через 3 ч после аварии, время ингаляции составляет приблизительно 0,5 ч. Значение эффективной дозы за счет ингаляции — примерно 55 мкЗв.

Доза внешнего облучения от проходящего радиоактивного облака дает незначительный вклад в общую дозу облучения (примерно в 30 раз меньше).

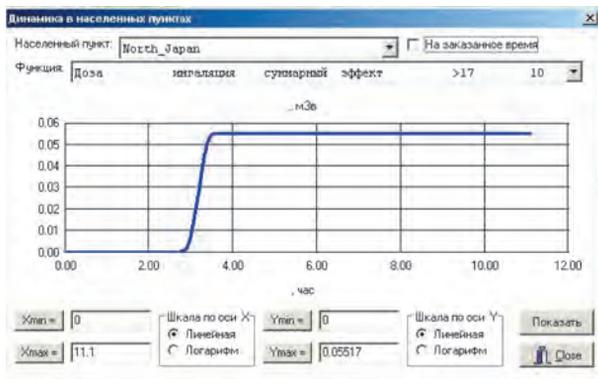


Рис. 4.36. Динамика накопления ингаляционной дозы в точке индикации

Дальнейшее после ингаляции накопление дозы, которое происходит за счет внешнего облучения от радиоактивных выпадений на местности, незначительно. Ожидаемое значение годовой эффективной дозы в данной точке составляет около 60 мкЗв.

На рис. 4.37 и 4.38 приведены распределения дозы за счет ингаляции радионуклидов и плотности радиоактивных выпадений, сформировавшихся после прохождения следа.

Основной вклад в дозу вносит ингаляция радионуклидов при прохождении радиоактивного облака. Дальнейшее формирование дозы происходит за счет внешнего облучения от радиоактивных выпадений, однако вклад этого пути воздействия в суммарную эффективную дозу составляет около 10%. Максимальное значение плотности радиоактивных выпадений на северном побережье Японии составляет порядка $3 \cdot 10^4$ Бк/м². Вклад в дозу от внешнего облучения при прохождении радиоактивного облака незначителен. Для ближайшего побережья Японии (расстояние около 50 км от места аварии) максимальное значение годовой эффективной дозы составит примерно 60 мкЗв.

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации



Рис. 4.37. Ожидаемые эффективные ингаляционные дозы

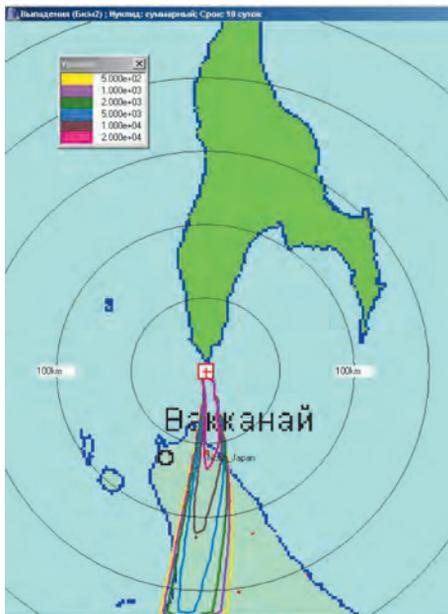


Рис. 4.38. Плотность активности выпадений после распространения радиоактивного облака

«Влажные» выпадения. Для учета влияния на радиологические последствия рассматриваемой аварии атмосферных осадков проводился аналогичный расчет, но предполагалось наличие атмосферных осадков интенсивностью 10 мм/ч над ближайшим к месту аварии побережьем острова Хоккайдо. На **рис. 4.39** красной линией показана область осадков в модели. На **рис. 4.40** и **4.41** приведены полученные распределения годовой дозы внешнего облучения от радиоактивных выпадений и годовой эффективной дозы.

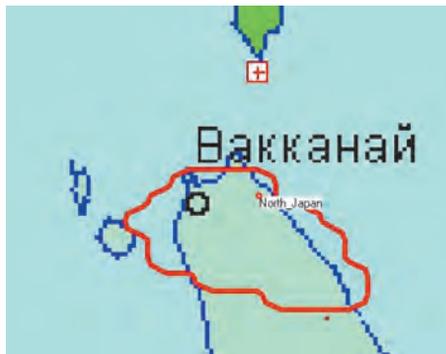


Рис. 4.39. Область выпадения осадков интенсивностью 10 мм/ч в расчете

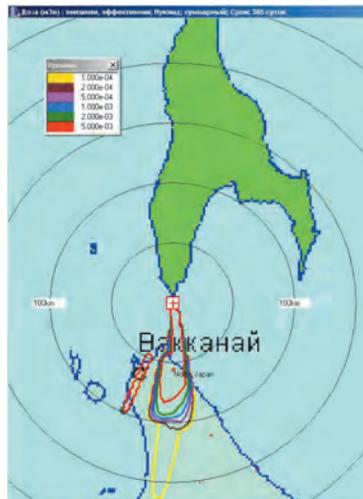


Рис. 4.40. Распределение годовой дозы внешнего облучения при наличии атмосферных осадков в момент прохождения облака

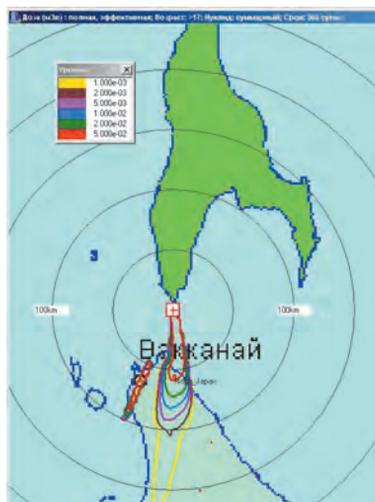


Рис. 4.41. Распределение годовой эффективной дозы от радиоактивных выпадений при наличии атмосферных осадков

Для рассматриваемой аварии в принятых предположениях граница радиоактивного облака достигает северного побережья острова Хоккайдо (расстояние около 50 км от места аварии) примерно через 3 ч с момента аварии, время ингаляции составляет примерно 0,5 ч. Основной вклад в дозу вносит ингаляция радионуклидов при прохождении радиоактивного облака (приблизительно 55 мкЗв для ближайшей к аварии точки). Вклад в дозу от внешнего облучения при прохождении радиоактивного облака незначителен (примерно в 30 раз меньше). Дальнейшее формирование дозы происходит за счет внешнего облучения от радиоактивных выпадений, однако вклад данного пути воздействия в суммарную эффективную дозу также незначителен. Ожидаемое максимальное значение годовой эффективной дозы составляет около 60 мкЗв. Максимальное значение плотности радиоактивных выпадений составляет примерно $3 \cdot 10^4$ Бк/м².

Для «влажных» выпадений (дождь с интенсивностью 10 мм/ч) за счет вымывания радионуклидов осадками значение ингаляционной дозы снижается, но происходит увеличение вклада в суммарную эффективную дозу внешнего облучения от радиоактивных выпадений. Полученные максимальные значения годовой эффективной дозы (около 0,1 мЗв) и плотности активности выпадений (примерно $1,8 \cdot 10^5$ Бк/м²) можно рассматривать как верхние оценки радиологических последствий аварии, связанной с террористическим подрывом ПТБ для ближайшего побережья Японии.

4.3.9. Обобщенные результаты оценки гипотетических радиационных последствий аварий в Дальневосточном регионе при распространении радионуклидов воздушным путем

Реактивная авария (СЦР). При рассмотрении реактивной аварии принимались максимально консервативные с точки зрения распространения радионуклидов на дальние расстояния предположения как о параметрах источника, так и о характере распространения примеси. Источник был «поднят» на максимально возможную высоту (150 м), и считалось, что распространение всего облака начинается с максимальной высоты подъема. Скорости осаждения радионуклидов в аэрозолях брались минимальными — рекомендуемыми для моделирования последствий аварий на АЭС. Не учитывались возможные изменения ветра и погодных условий в процессе распространения примеси, неизбежные при длительном (более суток, как для случаев Алеутских островов и Японии) времени распространения облака и пр. Однако такой подход позволил дать оценку радиационных последствий «сверху», предопределив тем самым все возможные исходы как более благоприятные последствия.

Многочисленные расчетные оценки показали, что основной вклад в дозу вносит ингаляция радионуклидов при прохождении радиоактивного облака. Вклад в дозу от внешнего облучения незначителен. Дальнейшее формирование дозы происходит за счет внешнего облучения от радиоактивных выпадений. Для «сухих» выпадений вклад данного пути воздействия в суммарную эффективную дозу мал, однако при наличии осадков этот путь радиационного воздействия становится существенным.

Для «влажных» выпадений за счет вымывания радионуклидов осадками значение ингаляционной дозы снижается, но происходит увеличение вклада в суммарную эффективную дозу внешнего облучения от радиоактивных выпадений. Обобщенные результаты полученных оценок представлены в табл. 4.20.

Ожидаемые дозовые последствия, даже полученные при максимально консервативных предположениях, ниже основного дозового предела для населения (1 мЗв/год по эффективной эквивалентной дозе в соответствии с НРБ-99) даже для ближайшего крупного населенного пункта — Петропавловска-Камчатского. Однако ожидаемое загрязнение местности радионуклидами, особенно в случае «влажных» выпадений, будет вполне регистрируемо современными измерительными средствами и может вызвать значительный косвенный ущерб (социальную напряженность,

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

несанкционированный выезд людей, нарушение нормальной жизнедеятельности, спекуляции об «опасном» загрязнении морепродуктов и т. п.).

Таблица 4.20. Основные результаты оценок радиационных последствий реактивной аварии в районе Петропавловска-Камчатского

Расчетная оценка	Область проведения оценок		
	Западная граница Алеутской гряды (США)	Петропавловск-Камчатский (Россия)	Побережье острова Хоккайдо (Япония)
Расстояние от места аварии, км	1000	20	1400
Время подхода радиоактивного облака, ч	40	0,8	50
Время ингаляции, ч	10	0,2	15
Эффективная ингаляционная доза, мкЗв	0,7	200	0,3
Максимальная плотность выпадений, Бк/м ² :			
«сухие» выпадения	400	$2 \cdot 10^5$	300
«влажные» выпадения	2000	$9 \cdot 10^5$	1600
Максимальная эквивалентная доза за год, мкЗв:			
«сухие» выпадения	0,8	250	0,4
«влажные» выпадения	1	400	<1

Авария на ПТБ во время транспортировки ОЯТ. При оценках параметров источника для данной аварии также были сделаны максимально консервативные предположения, сочетающие степень диспергирования и величину выброса ОЯТ при внутреннем взрыве и подъем выброса на максимальную высоту при сильном пожаре. В данном случае учитывалось начальное распределение выброса по высоте — «низкая» часть выброса ассоциировалась с распределением радионуклидов в дымовом столбе, а «высокая» — с всплывающим высокотемпературным газовым облаком. Метеорологические параметры выбирались из тех же соображений, что и для реактивной аварии. В отличие от рассмотрения предыдущей аварии для получения максимально консервативных оценок для побережья Японии местом аварии предполагалась точка на маршруте ПТБ в проливе Лаперуза, для России — побережье Камчатки на выходе из Авачинского залива. Обобщенные результаты полученных оценок для данной аварии приведены в табл. 4.21.

Таблица 4.21. Основные результаты оценок радиационных последствий аварии, связанной со взрывом на ПТБ

Расчетная оценка	Побережье острова Хоккайдо (Япония)	Петропавловск-Камчатский (Россия)	Западная граница Алеутской гряды (США)
Расстояние от места аварии, км	50	20	1000
Время подхода радиоактивного облака, ч	3	1,2	25
Время ингаляции, ч	0,5	0,2	35
Эффективная ингаляционная доза, мкЗв	55	1400	2
Максимальная плотность выпадений, Бк/м ² :			
«сухие» выпадения	30 000	1 000 000	900
«влажные» выпадения	180 000	2 000 000	6500
Максимальная эквивалентная доза за год, мкЗв:			
«сухие» выпадения	60	1800	< 2
«влажные» выпадения	100	1800	2

Качественно результаты табл. 4.20 повторяют результаты табл. 4.21 с поправкой на увеличение общей активности выброса примерно в 1,5 раза и его распределение по высоте. Для данной аварии при принятых в оценках параметрах предел дозы для населения может быть превышен в Петропавловске-Камчатском. Одинаковые значения эффективной дозы для «сухих» и «влажных» выпадений связаны с тем, что эффект последних ослаблен наличием возвышенностей на побережье, которые способствуют повышенному осаждению радионуклидов из проходящего облака. Для побережья Японии, несмотря на максимально приближенный источник аварии (в данном случае — около 50 км), не ожидается превышения допустимого предела дозы для населения. Однако вывод о появлении в окружающей среде избыточного и легко измеряемого количества радионуклидов, а также связанного с этим косвенного ущерба остается в силе. Положение резко изменится, если авария произойдет на удалении 20 км. В этом случае радиационные последствия будут носить реальный характер, потребуются частичное перемещение населения, проведение дезактивационных работ и пр.

Итак, в результате использования модифицированной системы «НОСТРАДАМУС» для оценки радиуса зоны влияния радиационной аварии, определяемой атмосферным каналом распространения, и принятия за основу

различных сценариев максимальных гипотетических радиационных аварий, связанных с выгрузкой и транспортировкой ОЯТ с Камчатки в Приморье, получены оценки последствий тяжелых радиационных аварий, которые могут возникнуть при утилизации АПЛ и транспортировке ОЯТ.

Показано, что при распространении радиоактивного загрязнения по атмосферному каналу при самом неблагоприятном стечении обстоятельств для крупнейших гипотетических аварий опасные зоны воздействия на человека могут находиться на расстояниях до 50 км от исходного места. Одновременно возможен трансграничный перенос радиоактивных веществ на сотни и тысячи километров, который не повлечет значимых радиологических последствий, но окажет воздействие на население в виде психологической нагрузки и вызовет социальное напряжение и негативную реакцию сопредельных государств.

4.4. Оценки радиозэкологических последствий тяжелых радиационных аварий с трансграничным переносом на морской акватории Тихого океана

4.4.1. Модели циркуляции океана и переноса примесей

В случае реализации одного из сценариев радиационных аварий, рассмотренных в разделе 4.2, радионуклиды могут распространяться не только по воздуху, но и в морской акватории. Причем из-за сложных закономерностей горизонтальной и вертикальной диффузии, наличия мощной циркуляции океана перенос радиоактивных примесей может оказывать весьма значительное влияние на среду обитания морской флоры и фауны, на рыболовство и добычу морепродуктов, т. е. в результате на жизнедеятельность человека на значительном удалении от места аварии. Имеющиеся экспериментальные результаты измерений переноса пассивной примеси в акватории морей Тихого океана крайне скупы и не могут дать достаточного представления о картине трансграничного переноса в целом.

Поэтому исследование распространения радионуклидов морскими течениями в северо-западной части Тихого океана для прогноза и оценки радиозэкологических последствий аварий, связанных с возможным затоплением или диверсионными действиями при транспортировке АПЛ и ПТБ с ОЯТ морским путем с Камчатки в Приморье, а также аварий при выгрузке и хранении ОЯТ, проводится с использованием метода численного моделирования.

При решении задач распространения радионуклидов в водной среде наиболее часто используют гидродинамические модели. Типы таких моделей варьируют от самых простых (таких как камерная модель, в которой перемешивание происходит мгновенно во всем рассматриваемом объеме) до более сложных двух- и трехмерных моделей. Для задач, связанных с распространением консервативной примеси, не реагирующей с биотой, седиментами и пр., гидродинамические модели с учетом переноса загрязнения и расчета поля концентрации позволяют получить достаточный объем информации. Однако они дают осредненные приближенные значения, не позволяющие определять преобладающие направления переноса радиоактивной примеси, а также время и вероятность достижения ею береговой черты на масштабах, измеряемых сотнями и тысячами километров. Анализ существующих моделей переноса и распространения техногенных радионуклидов в морской среде свидетельствует, что в совокупности они могут быть применены для прогноза и оценки последствий лишь отдельных частных типов радиационных аварий, возможных при утилизации. В первую очередь это связано с возможностью прогнозирования локальных, частично среднемасштабных последствий их проявления и в общих чертах — мезомасштабных (глобальных).

В случае же учета изменения направлений и скоростей переноса пассивных примесей необходимы модели циркуляции водных масс (гидрологическая модель), адвекции и диффузии (модель переноса).

В настоящее время для обеспечения радиоэкологической безопасности на море, связанной с утилизацией АПЛ, необходимо создание адаптированной комплексной модели прогноза распространения техногенных радионуклидов в морской среде. Однако получение необходимого объема гидрометеорологической информации крайне затруднительно в связи с отсутствием в Тихоокеанском регионе развитой системы наблюдений за гидрометеорологической обстановкой в районах утилизации АПЛ, их хранения и транспортировки.

Решение такого типа задачи требует изменения существующих методических подходов и перехода к комплексному анализу, включающему:

- разработку технически эффективных прогностических численных моделей гидродинамики океана высокого пространственного разрешения;
- совершенствование техники вычислительных методов и параметризации физических процессов;
- численное моделирование и анализ крупно- и мезомасштабной структуры океанических полей;

- исследование переноса-диффузии и структуры пассивной примеси, определение изменчивости и пространственно-временных характеристик крупно- и мезомасштабных радиационных полей.

Объектом исследований должны являться циркуляция океана, мезомасштабная структура гидрофизических полей и перенос пассивной примеси горизонтальными и вертикальными течениями. Ранее в такой комплексной постановке вопроса задача не имела численного решения. Необходимы были поиск и разработка новых подходов решения этой проблемы.

На пути реализации данного направления исследований главным этапом следует считать разработку адекватной модели средне- и мезомасштабного (глобального) переноса радиоактивной примеси в северо-западной части Тихого океана, которая позволила бы решить проблему обеспечения радиозоологической безопасности транспортировки АПЛ, РБ и ОЯТ с Камчатки в Приморье. Одновременно это ослабило бы международную экологическую напряженность между Россией, Японией, США и Канадой, которая существует в течение последних десятилетий при транспортировке данных объектов.

Важным шагом на пути создания такой модели является использование для моделирования процессов переноса радиоактивных примесей основных подходов, изложенных в новой версии модели общей циркуляции океана Института вычислительной математики (ИВМ) РАН [61]. Главная особенность, отличающая ее от хорошо известных моделей океана, таких как MOM (Modular Ocean Model), использующая z -систему координат, или POM (Princeton Ocean Model) в σ -системе координат, а также других, заключается в том, что при численной реализации в ней используется метод расщепления [89] по физическим процессам и пространственным координатам.

Эта усовершенствованная версия отличается от других моделей циркуляции океана также тем, что имеет гораздо более высокое пространственное разрешение $(1/8)^\circ \times (1/8)^\circ$ по сравнению с обычно применяемым грубым разрешением $(1)^\circ \times (1)^\circ$. Введение в уравнения этой новой версии слагаемых, которые описывают оператор горизонтальной вязкости четвертого порядка, позволяет эффективно подавлять численный шум в модели путем снижения значений коэффициентов горизонтальной диффузии для температуры и солёности. Это дает возможность воспроизводить вихревую динамику [71], которая при больших коэффициентах вязкости второго порядка не может развиваться, и позволяет при моделировании учитывать образование вихревых структур типа солитонов Россби [7], которые очень сильно влияют на процессы переноса. Использование в модели короткого временного шага позволяет быстро выходить на стационарный режим и проводить моделирование для таких огромных пространств, как вся

акватория северной части Тихого океана от экватора до Берингова пролива. Все это увеличивает адекватность данной модели по сравнению с другими, ускоряет процесс моделирования и значительно экономит вычислительные ресурсы. Подробно суть и усовершенствования модели описаны в [17].

4.4.2. Математическое моделирование циркуляции северной части Тихого океана

Усовершенствованная модель была использована для моделирования поля скоростей океанских течений в северо-западной части Тихого океана. Однако невозможно отдельно строить модель только этой акватории, поскольку циркуляция там во многом определяется общей структурой циркуляции всей северной части Тихого океана. Поэтому сигма-модель с пространственным разрешением $(1/8)^\circ \times (1/8)^\circ$ по долготе и широте была настроена на акваторию Тихого океана от $99,0625^\circ$ до $282,9375^\circ$ восточной долготы и от $0,0625^\circ$ до $65,9375^\circ$ северной широты. По вертикали было задано 20 неравномерно распределенных по глубине уровней.

В расчетах для построения граничных условий в модели океана были использованы данные, подготовленные для проекта OMIP (Ocean Model Intercomparison Project) [159], полученные на основе реанализа NCEP и включающие в себя следующие среднеклиматические величины:

- температура воздуха T_A на высоте 10 м;
- влажность Q_A на высоте 10 м;
- падающая длинноволновая радиация LW_{DW} ;
- падающая коротковолновая радиация SW_{DW} ;
- осадки PR_A ;
- сток рек R ;
- атмосферное давление на уровне моря P_A ;
- скорость ветра на высоте 10 м (W_λ , W_φ).

Среднегодовые карты этих величин за 1980—2002 гг., которые использованы для реальных расчетов, приведены на **рис. 4.47—4.53**.

Топография дна, используемая в модели, была получена из данных ETOPO 2, которые представляют собой топографию всей поверхности Земли с разрешением $2' \times 2'$. Для этого исходные данные высокого разрешения были сглажены для устранения локальных особенностей, а затем интерполированы на модельную область. Далее модельная топография на сетке с разрешением по широте и долготе в $(1/8)^\circ \times (1/8)^\circ$ была еще раз сглажена с целью устранения изломов, что очень важно для σ -системы координат, и ограничена минимальной величиной в 5 м.

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

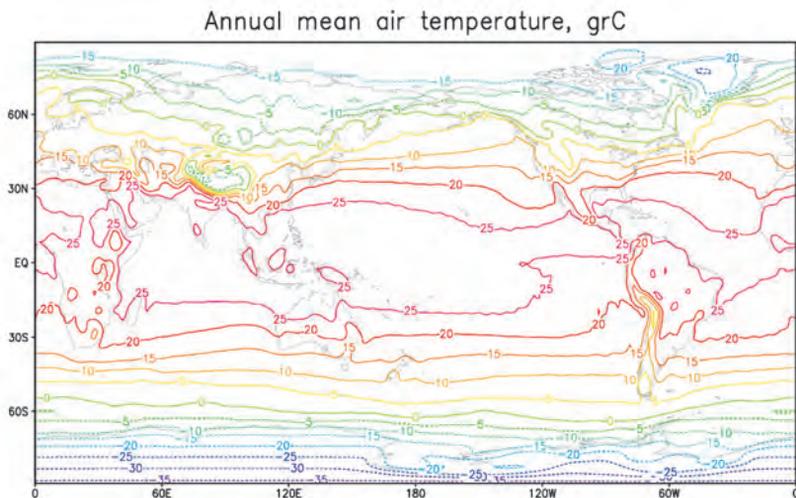


Рис.4.47. Среднегодовая температура воздуха на высоте 10 м, °C

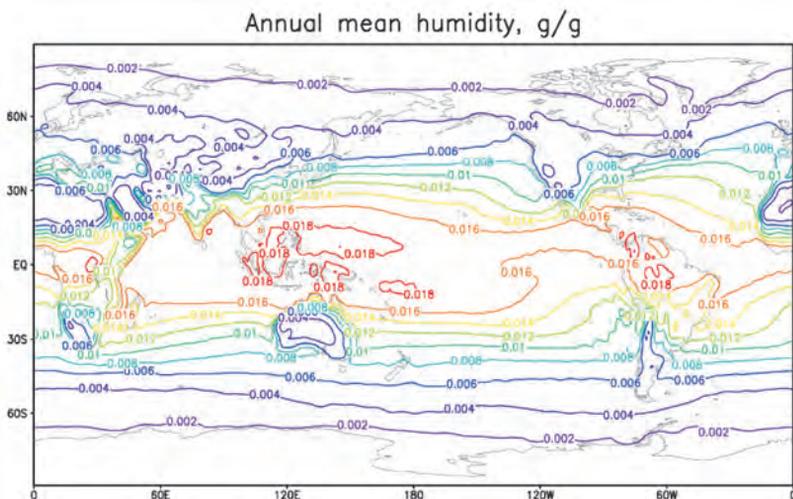


Рис. 4.48. Среднегодовая влажность воздуха на высоте 10 м, г/г

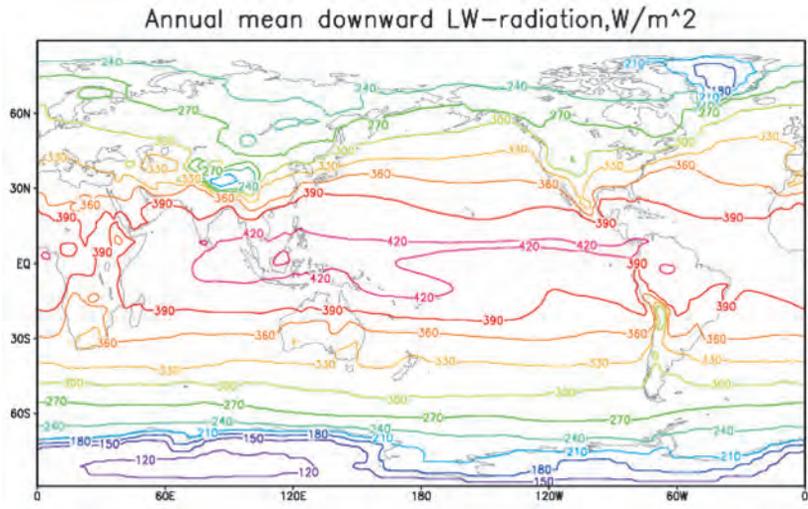


Рис. 4.49. Среднегодовая падающая длинноволновая радиация, $Вт/м^2$

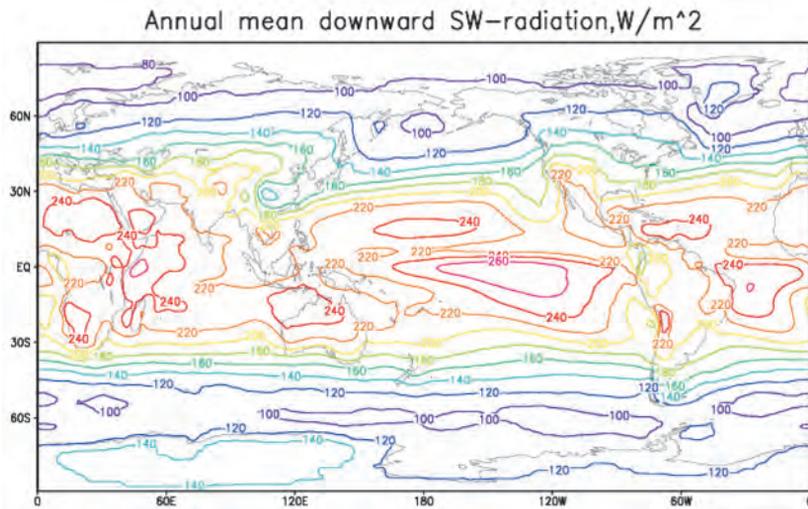


Рис. 4.50. Среднегодовая падающая коротковолновая радиация, $Вт/м^2$

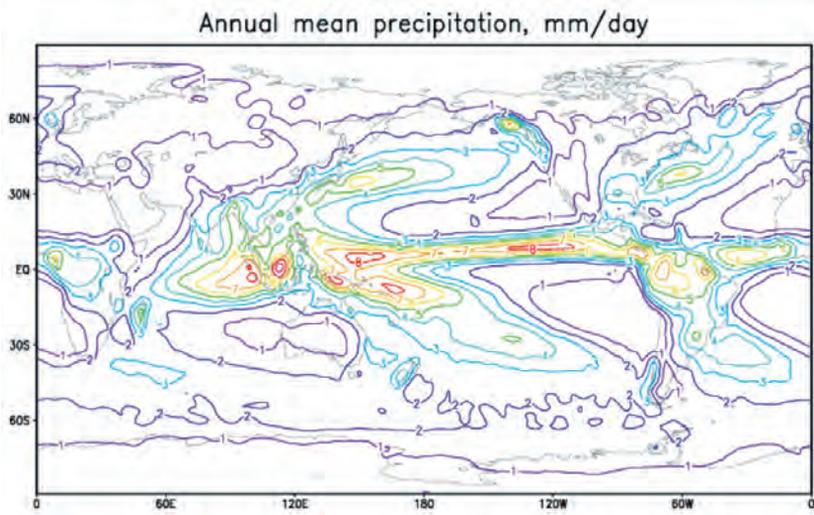


Рис. 4.51. Среднегодовые осадки, мм/день

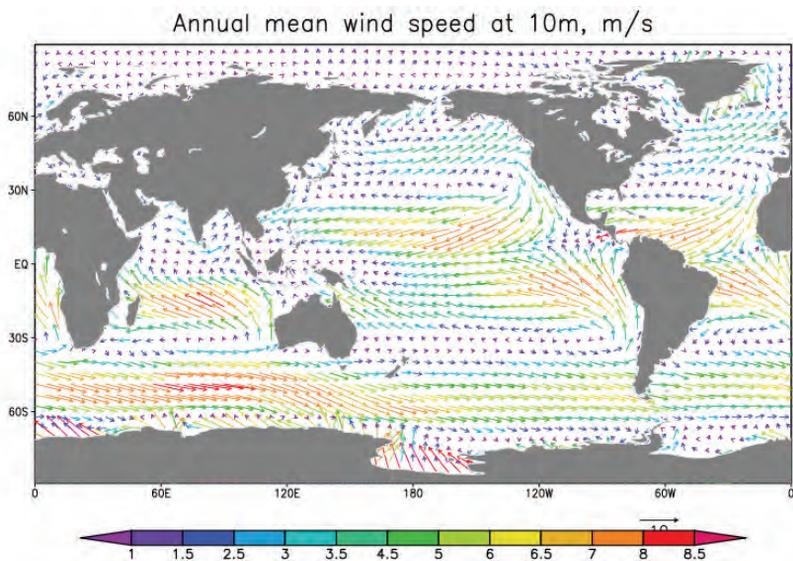


Рис. 4.52. Среднегодовая скорость ветра над океаном, м/с

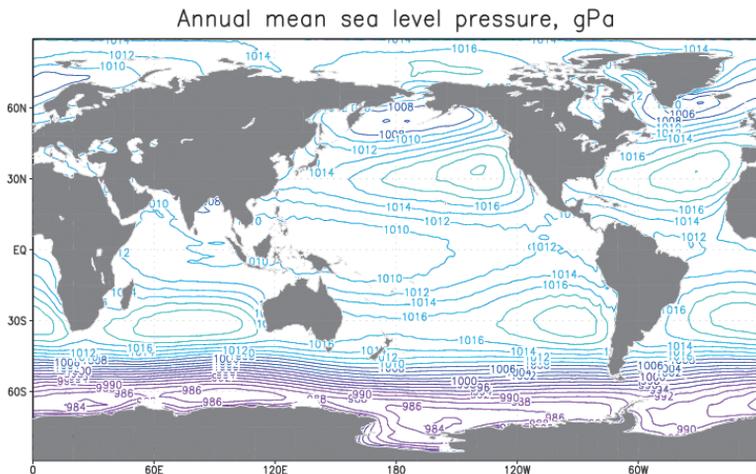


Рис. 4.53. Среднегодовое атмосферное давление на уровне моря, МПа

При климатическом сезонном ходе атмосферного воздействия потребовалось бы значительное время порядка десятка годовых циклов, чтобы модель вышла на квазиустановившийся режим. Поэтому решено было использовать в качестве граничных и начальных условий среднегодовые атмосферные данные, температуру и соленость океана. Такой подход позволяет сразу рассчитывать среднегодовую циркуляцию океана, необходимую для целей настоящего проекта. При этом при расчете потоков тепла и соли на поверхности океана задавались большие привязки к наблюдаемым значениям температуры и солености поверхности океана. Это позволило уменьшить ошибку воспроизведения температуры и солености в океане. Расчет проводился по методу «диагноз-адаптации» А. С. Саркисяна [17, 125]. Сначала по заданным значениям температуры и солености в режиме диагноза рассчитывалось поле скорости на срок до двух месяцев. Температура и соленость при этом не пересчитывались. После этого рассчитывался этап адаптации на срок более шести месяцев, когда включалась вся модель целиком.

Модельная область содержит семь участков «жидких» границ на юге и севере. На жидких границах от поверхности до дна на каждом шаге интегрирования задаются значения температуры и солености по данным массива Левитуса. При длительном интегрировании модели необходимо учитывать сток основных рек, влияющих на распределение солености. В данной версии модели это делается путем внесения соответствующих поправок в поток пресной воды.

В качестве модели вертикального перемешивания использовалась параметризация Мони́на — Обухова. При этом минимальные значения коэффициентов вертикальной турбулентной диффузии и вязкости для случая устойчивой стратификации брались равными $0,1 \times 0,1 \text{ м}^2/\text{с}$ и $1 \times 10 \text{ м}^2/\text{с}$ соответственно, а в случае неустойчивой стратификации — по $1000 \times 10^{-4} \text{ м}^2/\text{с}$. И так же в верхнем пятиметровом слое к коэффициенту диффузии добавлялась величина $10 \times 10^{-4} \text{ м}^2/\text{с}$. Эта дополнительная диффузия препятствует «выклиниванию» профиля температуры, что особенно важно для тропиков.

Для составляющих скорости как на твердых границах, так и на дне ставится условие свободного скольжения, а для температуры T и солёности S — условия отсутствия потоков.

Быстродействие программной реализации модели на FORTRAN 90 для выбранной сеточной области при шаге 30 мин составляет приблизительно сутки процессорного времени на один месяц модельного времени при расчетах на кластере ИВМ РАН.

В результате моделирования было получено поле среднегодового распределения приповерхностных течений на всей акватории Тихого океана севернее экватора [126], которое показано на **рис. 4.54**. Сравнивая рассчитанную по модели структуру течений с полученными из наблюдений схемами течений [22], можно констатировать, что модель воспроизводит все известные для данной акватории течения. Хорошо просматривается система экваториальных поверхностных течений. Выделяются Южное и Северное пассатные течения, разделяемые Межпассатным противотечением и простирающиеся по всему Тихому океану от восточной до западной границы. Как и по данным наблюдений, стрежень Южного пассатного течения привязан к области экватора, а более размытая струя Северного пассатного течения находится в окрестности 10° северной широты. Струя Межпассатного противотечения привязана к 5° северной широты. Очень хорошо проявляется течение Куро́сио. При этом по результатам моделирования просматривается его меандрирование, вызванное бароклинной неустойчивостью. Также как и в данных наблюдений, оно отрывается от острова Хонсю на широте Токио (около 35° северной широты) и через систему меандров переходит в Северо-Тихоокеанское течение. Далее у западного берега Северной Америки оно разделяется на две струи. Одна из них, поворачивая на север, формирует теплое по отношению к окружающим водам Аляскинское течение, а другая, поворачивая на юг, формирует Калифорнийское течение, холодное по отношению к окружающим водам.

По результатам моделирования в Беринговом море просматривается струя, пересекающая его в направлении с юго-востока на северо-запад, которая вливается в Камчатское течение, располагающееся вдоль восточного берега Камчатки.

На **рис. 4.55** показано поле среднегодового распределения приповерхностных течений на акватории северо-западной части Тихого океана включая Японское, Охотское моря и часть Берингова моря. На этой карте более подробно просматривается яркий струйный характер течения Куро-сио с шириной струи порядка 100 км. Скорости в Куро-сио достигают 1,5 м/с и более. Проявляется его меандрирование и образование вокруг него квазистационарных вихрей. После отрыва Куро-сио от острова Хонсю выделяется район бифуркации (см. **рис. 4.54**), который по своей картине хорошо согласуется с расчетами Мицудеры. Далее Куро-сио через район меандрирования и формирования вихрей с противоположными значениями завихренности переходит в Северо-Тихоокеанское течение.

При этом скорости в Северо-Тихоокеанском течении падают по сравнению со скоростями в Куро-сио до 25 см/с. Скорости Камчатского течения достигают 50 см/с и более. Это течение несет свои воды на юго-запад вдоль восточного берега Камчатки. У южной оконечности полуострова Камчатское течение разделяется на две струи. Основная продолжает перенос вод на юго-запад, формируя течение Оясио и далее Курильское течение, располагающееся вдоль гряды Курильских остров. Оно, немного отклоняясь около 45° северной широты из-за имеющихся здесь особенностей топографии дна, достигает Японских островов. Другая часть Камчатского течения поворачивает на север в Охотское море. Там формируется классический тип морских течений в северном полушарии, определяемых общим циклоническим вращением вод. Ярко выраженной составляющей этого круговорота служит хорошо проявляющееся Восточно-Сахалинское течение. В проливе Лаперуза формируется интенсивное течение со скоростями более 50 см/с, переносящее свои воды из Японского моря в Охотское.

В Японском море хорошо просматривается Цусимское течение, которое приносит воды из Восточно-Китайского моря. Скорость этого течения в Цусимском проливе достигает 50 см/с. Простираясь на северо-восток вдоль западного берега острова Хонсю, Цусимское течение вносит вклад в формирование классической циклонической циркуляции вод Японского моря. При этом в проливе Цугару (Сангорский) между островами Хонсю и Хоккайдо формируется интенсивное течение со скоростями более 50 см/с, определяющее перенос массы из Японского моря в Тихий океан.

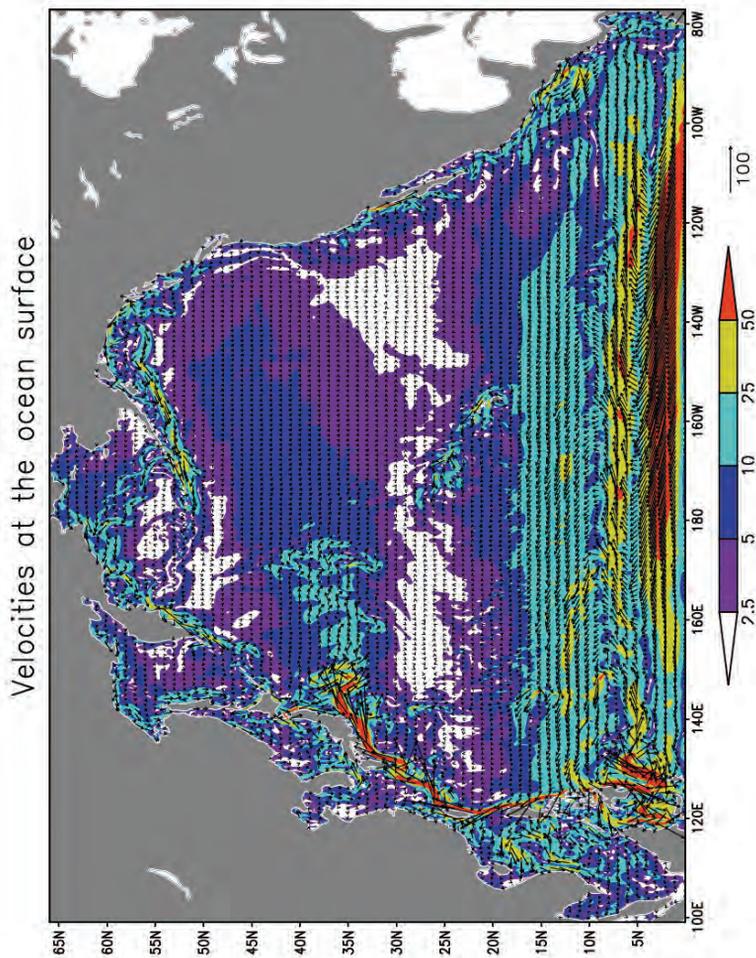


Рис. 4.54. Среднегодовое поле скорости течений в приповерхностном слое северной части Тихого океана по результатам расчета вихреразрешающей модели с разрешением $(1/8)^\circ$ по широте и долготе. Цветом представлена градация поля скоростей (см/с), стрелками отмечена каждая восьмая точка расчетной сетки

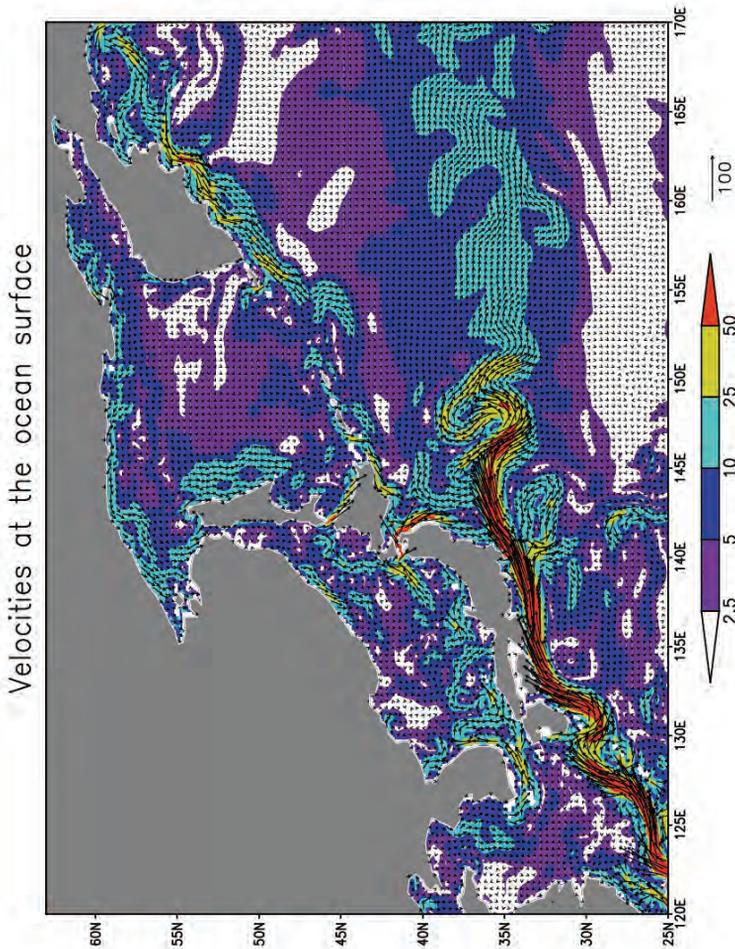


Рис. 4.55. Среднегодовое поле скорости течений в приповерхностном слое северо-западной части Тихого океана по результатам расчета вихререзающей модели с разрешением $(1/8)^\circ$ по широте и долготу. Цветом показаны величины скоростей (см/с), стрелки указаны для каждой третьей точки расчетной сетки

В целом можно констатировать вполне адекватное воспроизведение средней структуры полей течений в Тихом океане, не уступающее лучшим зарубежным аналогам. При этом воспроизводится собственная динамика Куросио: меандрирование, образование, отрыв и смещение рингов, параметры которых близки к натурным.

4.4.3. Расчет переноса радиоактивной примеси среднегодовыми течениями в северо-западной части Тихого океана на маршруте Камчатка — Приморье

Полученное поле скоростей течений было использовано для расчета переноса пассивной примеси (радионуклидов) в случае возможных радиационных аварий.

При разработке сценариев возможных гипотетических аварий судов на пути транспортировки отработавшего ядерного топлива из Петропавловска-Камчатского во Владивосток было выбрано пять наиболее характерных с точки зрения загрязнения окружающей среды и трансграничного переноса районов в окрестностях точек:

- 159,0625° восточной долготы и 52,6875° северной широты (возле Петропавловска-Камчатского);
- 150,4375° восточной долготы и 47,1875° северной широты (возле острова Уруп);
- 142,9375° восточной долготы и 45,5625° северной широты (в проливе Лаперуза);
- 137,6875° восточной долготы и 45,3125° северной широты (между проливом Лаперуза и Владивостоком);
- 132,8125° восточной долготы и 42,4375° северной широты (район Владивостока).

В этих точках в начальный момент времени задавался разовый выброс пассивной примеси нейтральной плавучести, равный условной единице. Поскольку разрешение расчетной сетки составляет $(1/8)^\circ$ по широте и долготе (примерно 14 км), а характерные размеры начального загрязнения по опыту аварии в бухте Чажма [128] будут не менее $100 \times 100 \times 5$ м, то перед проведением расчета на крупной сетке для большой акватории необходимо было произвести некоторые предварительные оценки. Первая из них — время, за которое примесь распространится от источника до границы ячейки расчетной сетки (примерно 7 км), вторая — концентрация примеси в расчетной ячейке к этому моменту. Эти оценки были проведены аналитически, исходя из предположения, что в одной расчетной ячейке $(1/8)^\circ \times (1/8)^\circ$ располагается 125×125 мелких ячеек, размеры каждой из которых равны размерам источника выброса, а сам источник находится в центре расчетной ячейки. Коэффициент горизонтальной турбулентной диффузии при этом полагался равным 10^6 см²/с [136]. Оценки показали, что характерное время распространения примеси до границ расчетной ячейки составляет приблизительно 17 ч, а средняя концентрация примеси в ней составляет $1/(138^2 \cdot \cos \varphi) \cdot 5/h_1 = 5,25 \cdot 10^{-5} / \cos \varphi \cdot 5/h_1$,

где φ — широта; 5 — толщина слоя начального загрязнения в метрах; h_1 — толщина первого уровня модели в месте аварии. Число 138 означает приблизительное отношение горизонтального размера ячейки расчетной сетки на экваторе к размеру мелкой сетки.

Расчеты для каждой из точек проводились на один год. При этом карты строились на пять моментов времени: по прошествии суток, пяти суток, месяца, полугода и года. Полученные результаты иллюстрируются на **рис. 4.56** и **4.57**. Хотя примесь выбрасывалась в верхний модельный слой океана, за счет процессов вертикальной диффузии и конвекции (переноса вертикальной скоростью) она распространялась в нижележащие слои океана. Поэтому картины распространения примеси для пяти моментов времени разрисовывались не только для приповерхностного слоя океана, но и горизонтов 100 и 500 м (за исключением неглубокого пролива Лаперуза — для него в первые моменты времени выбраны горизонты 25 и 50 м). Все моменты времени приведены относительно изначальных 17 ч, соответствующих распространению примеси от источника до границ расчетной ячейки.

В условиях рассматриваемого эксперимента, когда выброс производится только в верхнем горизонте, горизонтальные процессы переноса-диффузии в верхних слоях превалируют над таковыми в глубинных, куда примесь поступает изначально за счет вертикальных обменов, а затем и горизонтальным переносом, который в глубинных слоях менее интенсивен. Поэтому в глубинных слоях появление примеси запаздывает по сравнению с верхним горизонтом. При этом в глубинные слои примесь поступает как за счет распространения в горизонтальных направлениях, так и за счет вертикального обмена с верхними слоями, куда она уже поступила. Для удобства сравнения на всех приведенных ниже картах градации примеси приведены в масштабе, близком к логарифмическому, одинаковом для всех карт.

На примере распространения радиоактивной примеси в районе Камчатки можно рассмотреть те новые явления, которые впервые стали доступны для понимания в результате проведенных численных экспериментов по вновь разработанной методике расчетов. Для конкретного случая, связанного с радиационной аварией на ПТБ с ОЯТ, принят разовый выброс радиоактивных веществ мощностью 10^{16} Бк. В качестве критериев опасности использованы два уровня градаций, соответствующие 1 Бк/м^3 (первый уровень) и 370 Бк/м^3 (второй уровень). Первый из них сигнализирует о 30—50%-ном превышении фонового содержания ^{90}Sr (психологический фактор), второй — о превышении допустимой концентрации неизвестного радионуклидного состава в морской воде согласно требованиям ВМФ России (нормативный фактор) [13].

На рис. 4.56 и 4.57 представлен пример расчета последствий радиационной аварии начиная с пяти суток и более, которые отражают мезомасштабный процесс радиоактивного загрязнения.

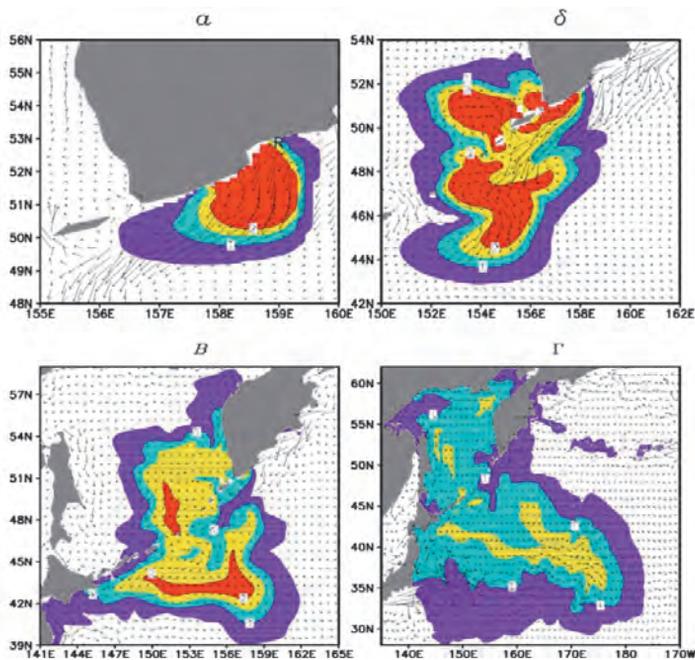


Рис. 4.56. Распределение радиоактивной примеси в северо-западной части Тихого океана на поверхности через 5 (а), 45 (б), 120 (в) и 365 (г) суток после аварии судна с отработавшим ядерным топливом в районе Камчатки (1 — концентрация соответствует 1 Бк/м³, 2 — 370 Бк/м³)

Из приведенных карт видно, что радиоактивные вещества на поверхности через пять суток полностью подхватываются Камчатским течением и начинают переноситься на юго-запад. Далее (через полтора месяца) большая их часть попадает в течение Оясио и Курильское течение и переносится вдоль Курильских островов преимущественно со стороны Тихого океана. Другая часть через Четвертый Курильский пролив между островами Парамушир и Шикотан поступает в Охотское море. К этому времени в районе аварии у Камчатки концентрация техногенных радионуклидов становится практически нулевой. Область загрязнения с уровнем, превышающим допустимые нормы, разделяется на две части. Первая уходит в Охотское море, а вторая — на юго-восток в открытый океан.

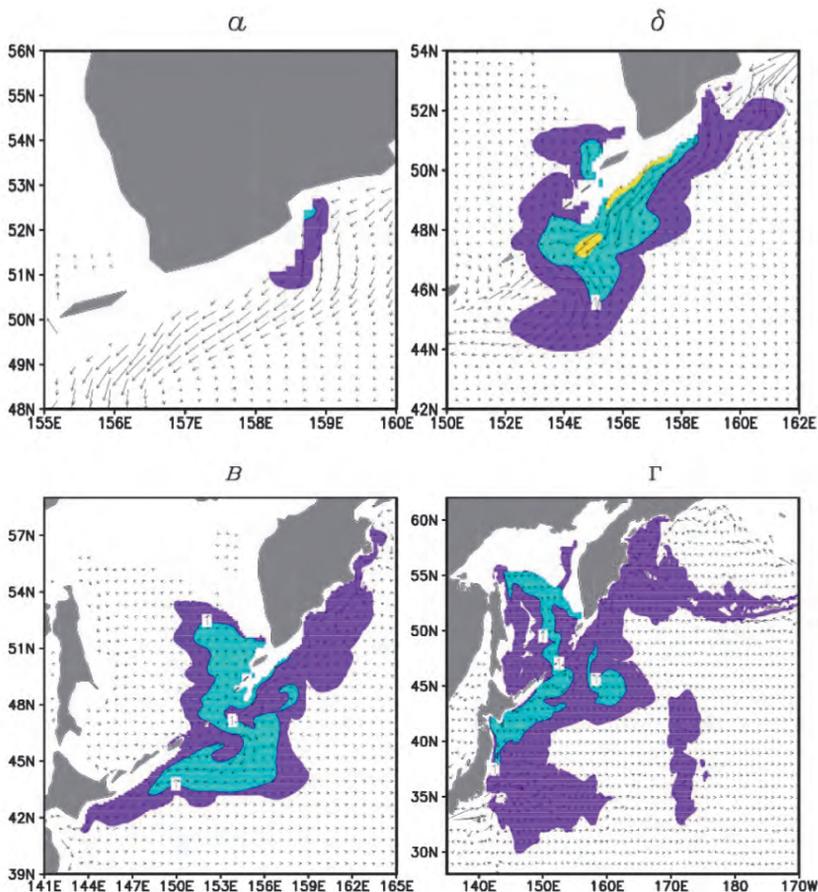


Рис. 4.57. Распределение радиоактивной примеси в северо-западной части Тихого океана на глубине 500 м через 5 (а), 45 (б), 120 (в) и 365 (г) суток после аварии судна с отработавшим ядерным топливом в районе Камчатки (1 — концентрация соответствует 1 Бк/м³, 2 — 370 Бк/м³)

На исходе четвертого месяца после выброса загрязнение на уровне 1 Бк/м³ достигает берегов острова Хоккайдо, однако значительная часть попадает в Охотское море и открытую часть океана. Область с опасным уровнем концентрации уменьшается и разделяется на две части. Одна смещается на юго-восток в открытый океан, другая уходит в Охотское море, не достигая Японии.

К исходу первого года опасный уровень загрязнения исчезает, растекаясь по поверхности и в глубину океана. Область первого уровня занимает обширную акваторию: почти все Охотское море, в открытом океане с юга доходит до 32-й параллели и с востока — до 180-го меридиана. При этом радиоактивность не попадает в Японское море, поскольку его течения выносят водные массы через проливы Лаперуза и Цугару в открытый океан, а обмен через Охотское море мал вследствие незначительной ширины и глубины Татарского пролива.

Интересно отметить, что через год техногенные радионуклиды с незначительными концентрациями (менее 1 Бк/м^3) через глубинные слои начинают появляться вдоль всего восточного побережья Камчатки включая место их первоначального выброса, а также пятнами у Алеутских островов. Сравнение картины распространения примеси на горизонте 500 м с ее содержанием на поверхности показывает, что опасный уровень концентрации не появляется на этой глубине. Как следует из анализа трехмерного распространения, опасные концентрации достигают глубины 500 м только у побережья Камчатки на 15-е сутки после аварии, что связано с сильным даунвеллингом в этом регионе. К четвертому месяцу за счет увеличения горизонтальной зоны распространения глубина проникновения опасной концентрации уменьшается и в районе $156,5^\circ$ восточной долготы и $44,5^\circ$ северной широты не превышает 50 м.

В условиях эксперимента, когда выброс происходит только в верхний слой морской воды, попарное сравнение картин распространения радиоактивного загрязнения для одинаковых моментов времени показывает, что горизонтальные процессы переноса-диффузии в верхних слоях превалируют над таковыми в глубинных, куда примесь поступает изначально за счет вертикального обмена, а затем в результате горизонтального переноса, который в глубинных слоях менее интенсивен. Поэтому, как правило, в глубинных слоях появление примеси запаздывает по сравнению с верхним горизонтом. Соответственно область, превышающая первый характерный уровень, на горизонте 500 м значительно меньше, чем на поверхности.

В районе 170-го меридиана при годовом распределении примеси на глубине 500 м формируется обособленная область, протяженная с севера на юг, с небольшим содержанием радионуклидов. Очевидно, они поступают туда из верхних слоев за счет опускания вод, имеющих радиоактивное загрязнение. Однако в районе восточного побережья Камчатки и Алеутских островов наблюдается обратная картина, когда первоначально в эту область примесь поступает с глубинными слоями, а потом за счет подъема вод попадает в верхние слои.

Рассмотренный сценарий относится к выбросу в морскую воду 10^{16} Бк долгоживущих радионуклидов. При возникновении самопроизвольной цепной реакции выброс радионуклидов с периодом полураспада более года возрастет на один-два порядка, что приведет к соответствующему увеличению содержания радиоактивных веществ, достигающих побережья Алеутских островов, Японии, а в случае аварии в Японском море и Корее. Соответственно увеличится содержание радионуклидов в северо-западной части Тихого океана, традиционно являющейся международным рыбопромысловым районом.

В результате аварии судно будет затоплено и станет источником радиоактивного загрязнения придонного слоя морской воды. Результаты расчета поля концентраций для изотопа ^{137}Cs в предположении интенсивности выхода его активности из источника мощностью $6 \cdot 10^5$ Бк/с приведены на **рис. 4.58** и **4.59**. Горизонтальной плоскостью обозначена контрольная концентрация (КК) для ^{137}Cs , равная 370 Бк/м^3 .

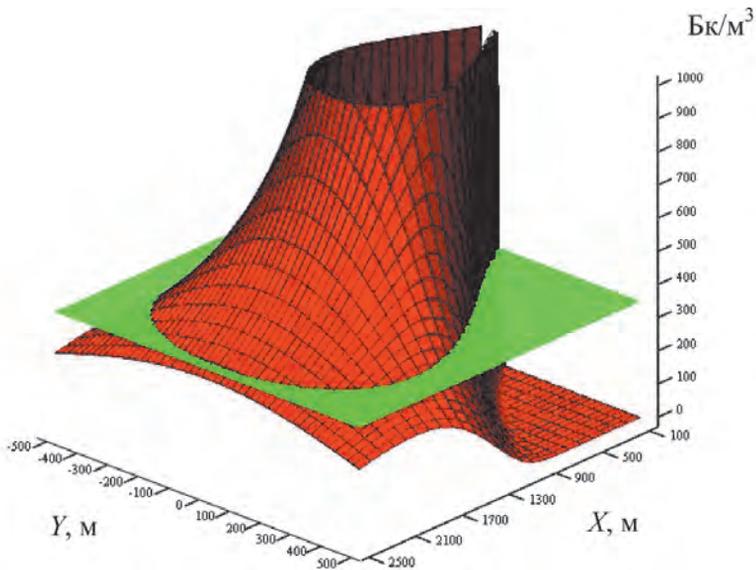


Рис. 4.58. Распределение концентрации ^{137}Cs в морской воде после затопления объекта с ОЯТ с образованием радиоактивного следа

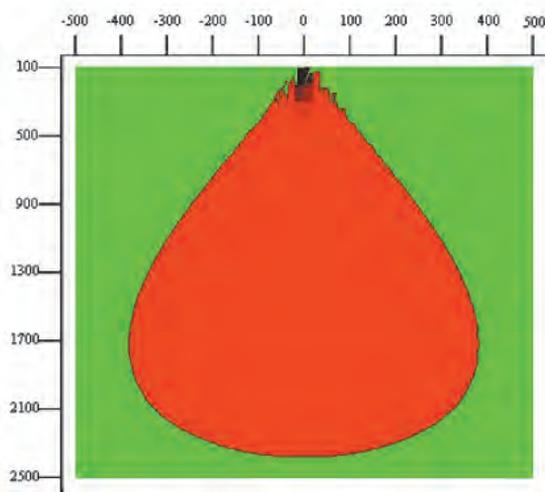


Рис. 4.59. Граница области распространения радионуклида ^{137}Cs в горизонтальной плоскости, соответствующая $\text{КК} = 370 \text{ Бк/м}^3$

Из анализа расчетных данных, приведенных на **рис. 4.58** и **4.59**, следует, что ожидаемая область радиоактивного загрязнения в районе затопления объекта с ОЯТ с концентрациями, превышающими контрольные уровни (на уровне 0,1 от допустимой), по направлению преобладающего течения может достигать в длину 2500 м, а в ширину — до 700 м. Наибольшие значения концентраций, превышающие допустимые уровни, будут локализованы в пространстве радиусом около 500 м относительно источника.

При увеличении скорости течения в несколько раз (предельный случай) возрастает и длина следа, соответственно уменьшаются его высота и ширина. Область загрязнения превращается в затопленную струю (узкий след), долгое время удерживающуюся в придонном слое морской воды и распространяющуюся на большие расстояния. При уменьшении течения геометрические размеры следа сокращаются и область загрязнения переходит в максимально симметричную зону повышенного содержания радиоактивных веществ.

В реальных условиях при длительном нахождении объекта с ОЯТ на дне область радиоактивного загрязнения на уровне допустимых или контрольных концентраций будет под воздействием гидрологических факторов постоянно менять свои геометрические размеры, варьируя от нескольких сот до нескольких тысяч метров в горизонтальной плоскости относительно источника загрязнения.

На рис. 4.60—4.66 приведены результаты моделирования переноса радионуклидов в случае аварий в различных точках между Камчаткой и Владивостоком для различных моментов времени после аварии и на различных глубинах.

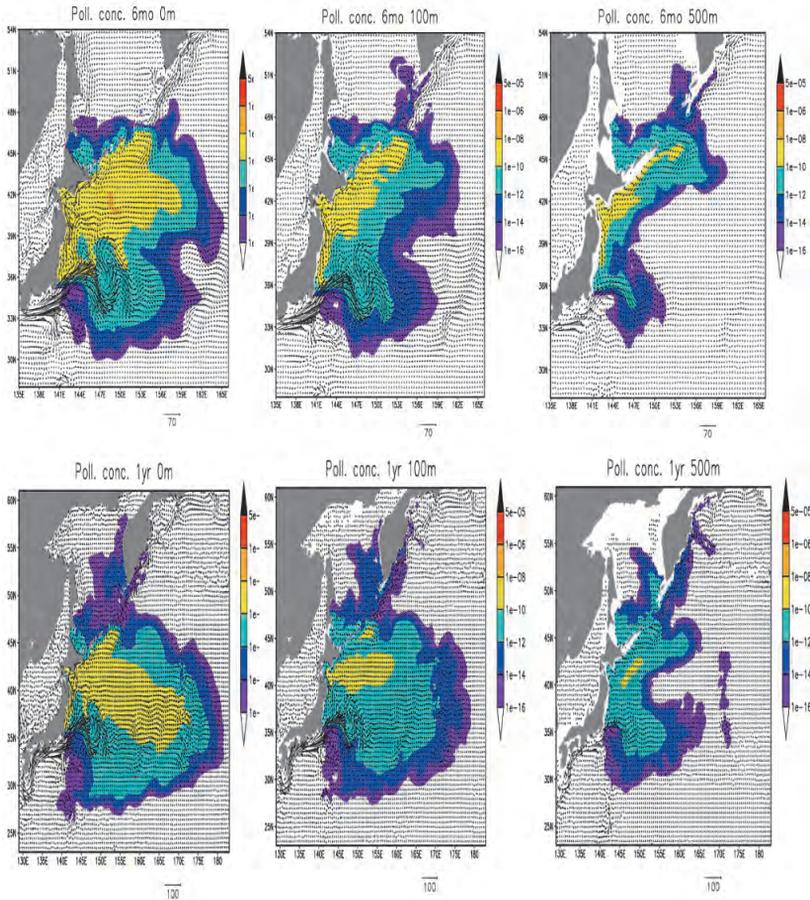


Рис. 4.60. Динамика распространения радиоактивной примеси на различных горизонтах от дрейфующего источника в течение второй половины года после аварии возле острова Уруп (6 и 12 месяцев, 0, 100 и 500 м)

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

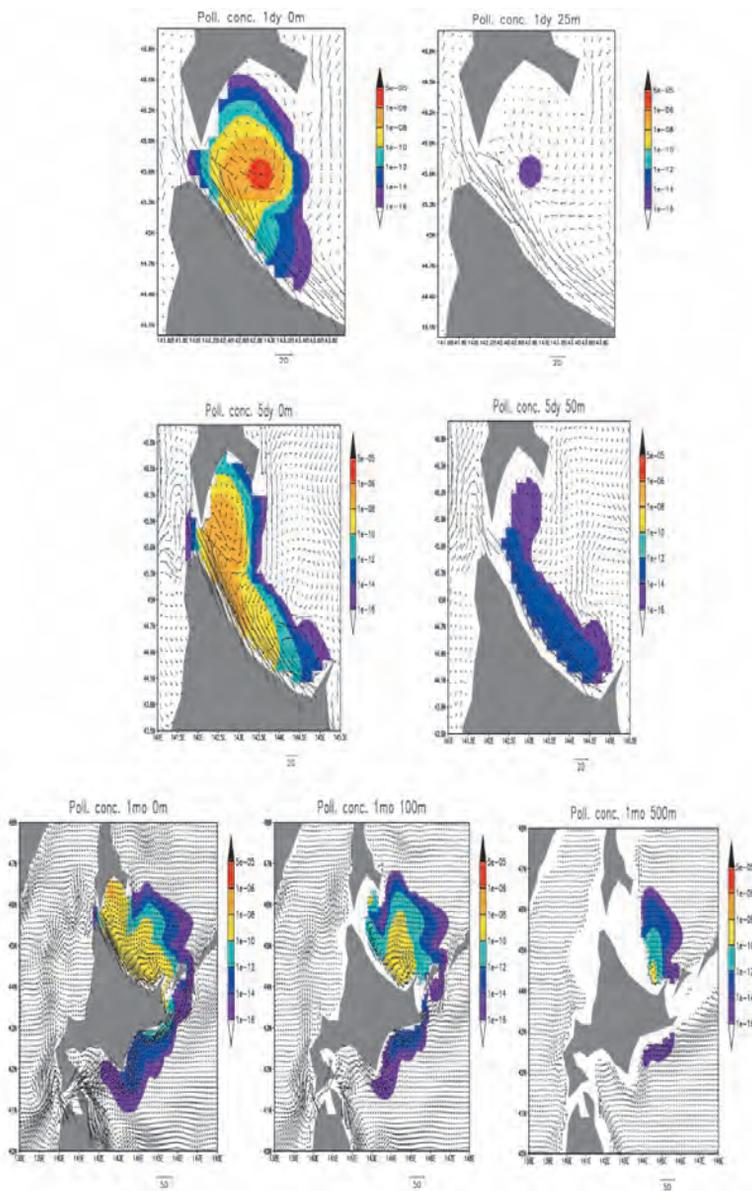


Рис. 4.61. Динамика распространения радиоактивной примеси на различных горизонтах от дрейфующего источника в течение месяца после аварии в проливе Лаперуза (1, 5 и 30 дней, 0, 100 и 500 м)

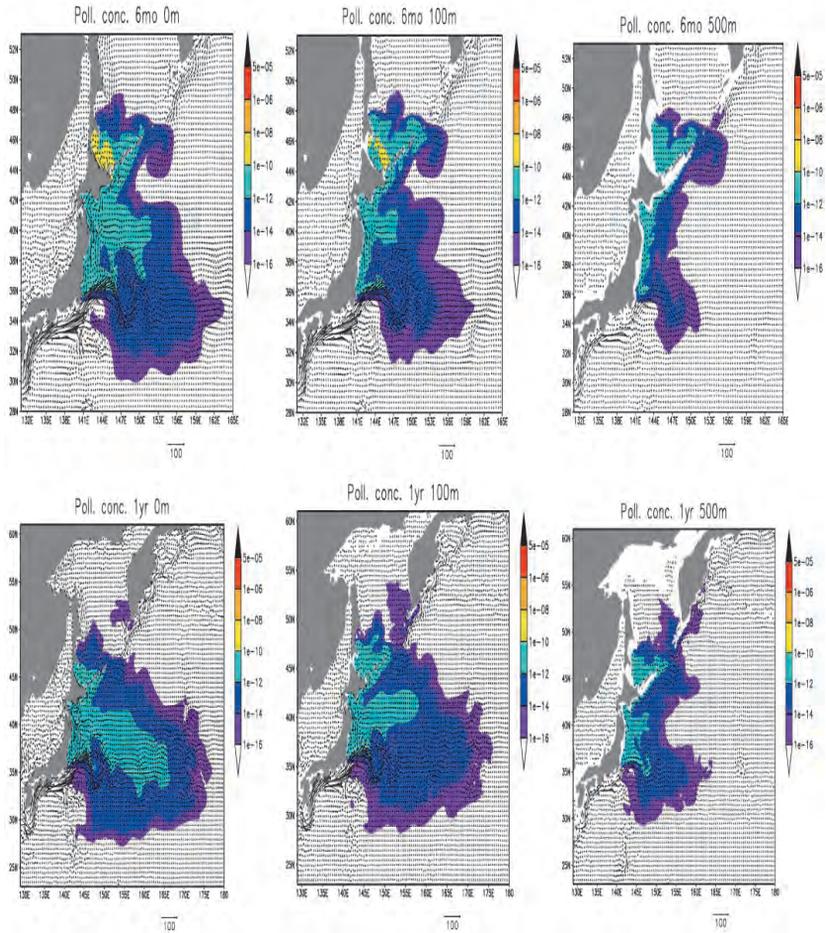


Рис. 4.62. Динамика распространения радиоактивной примеси на различных горизонтах от дрейфующего источника в течение второго полугодия после аварии в проливе Лаперуза (6 и 12 месяцев, 0, 100 и 500 м)

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

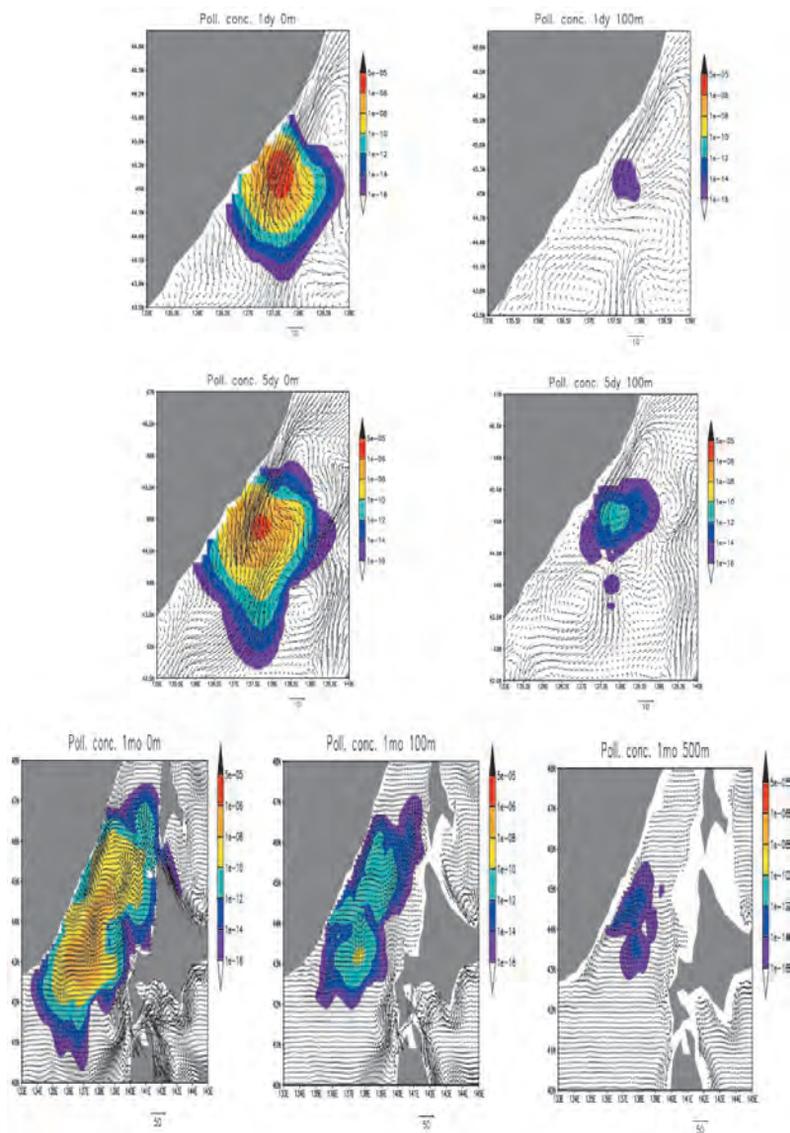


Рис. 4.63. Динамика распространения радиоактивной примеси на различных горизонтах от дрейфующего источника в течение месяца после аварии между проливом Лаперуза и Владивостоком (1, 5 и 30 дней, 0, 100 и 500 м)

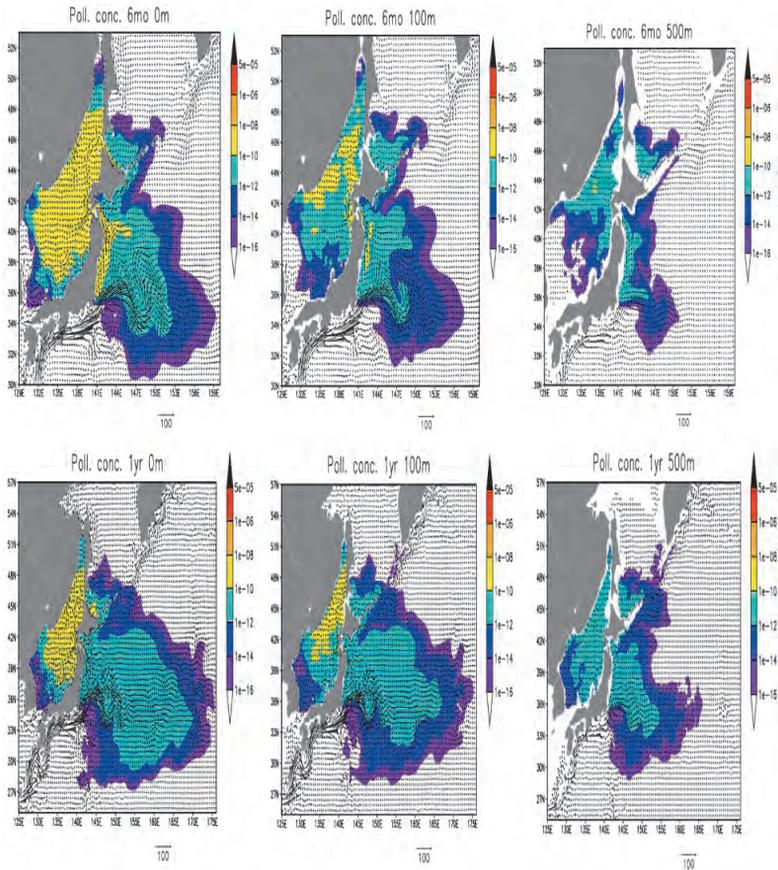


Рис. 4.64. Динамика распространения радиоактивной примеси на различных горизонтах от дрейфующего источника в течение второго полугодия после аварии между проливом Лаперуза и Владивостоком (6 и 12 месяцев, 0, 100 и 500 м)

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

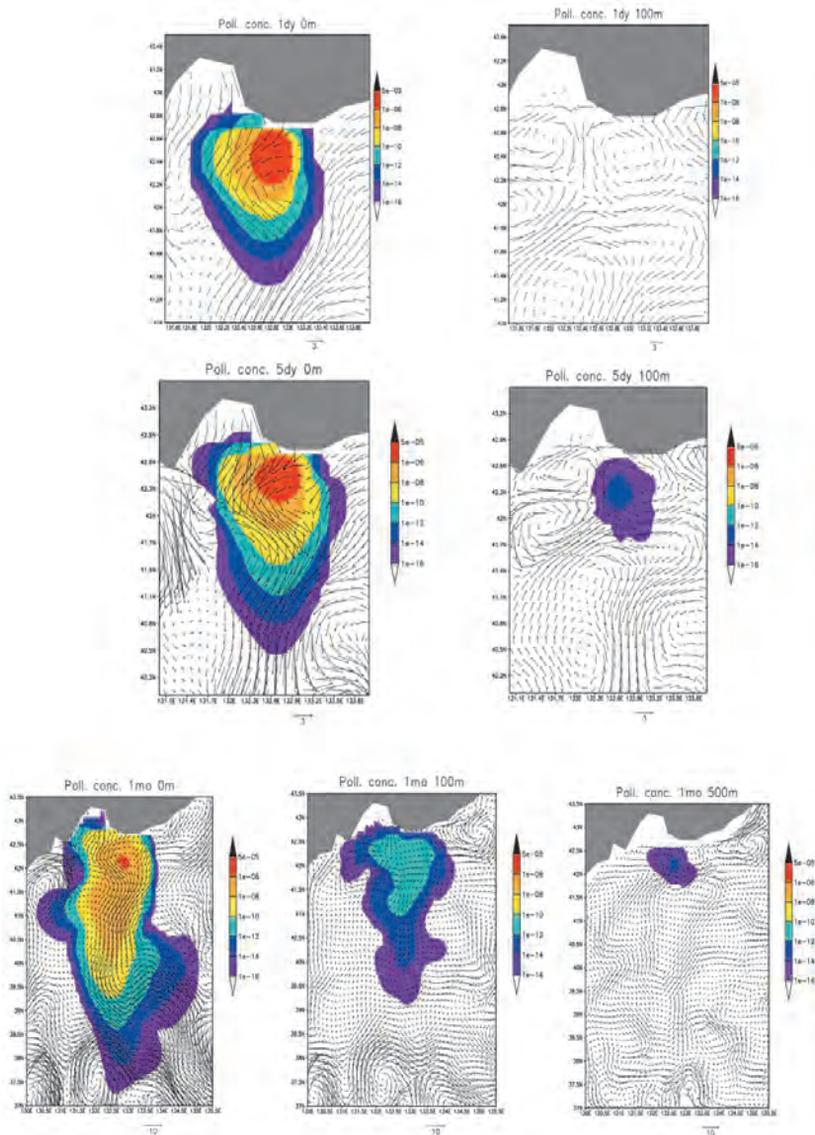


Рис. 4.65. Динамика распространения радиоактивной примеси на различных горизонтах от дрейфующего источника в течение месяца после аварии в районе Владивостока (1, 5 и 30 дней, 0, 100 и 500 м)

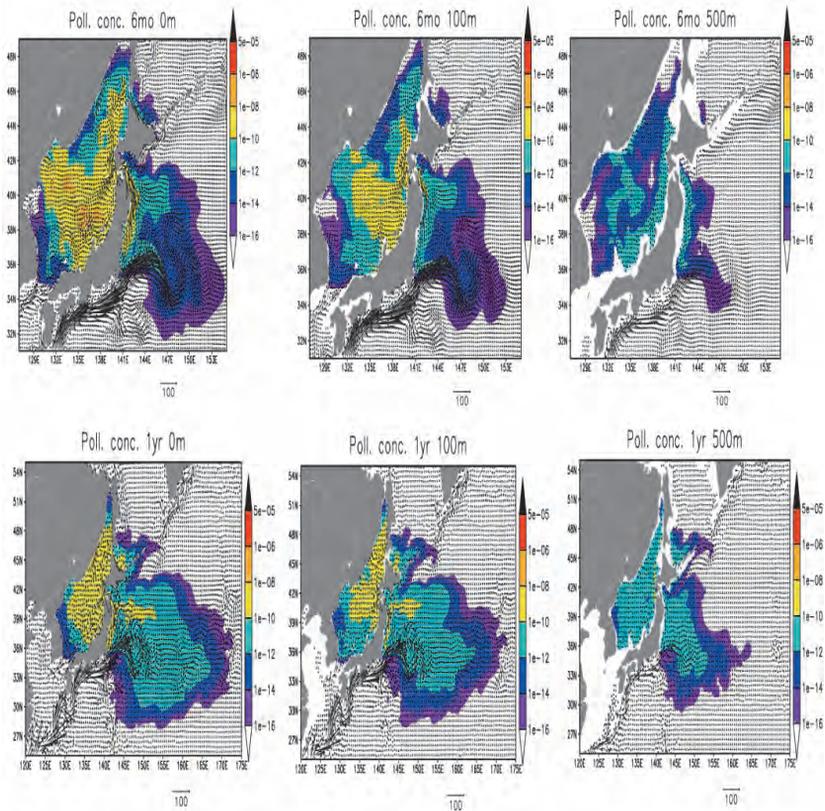


Рис. 4.66. Динамика распространения радиоактивной примеси на различных горизонтах от дрейфующего источника в течение второго полугодия после аварии в районе Владивостока (6 и 12 месяцев, 0, 100 и 500 м)

4.4.4. Оценка дозовых последствий аварий, которые возможны при выгрузке АПЛ и транспортировке ОЯТ с Камчатки в Приморье

Критериями оценки эколого-гигиенических последствий радиационных аварий на море являются масштабы послеварийного загрязнения, концентрации наиболее биологически значимых радионуклидов в водных массах и донных отложениях и, как следствие этого, возможные уровни накопления радионуклидов в органах и тканях промысловых морских организмов и их кормовой базы. Эти показатели определяют уровни радиационного

воздействия на население по прямым и косвенным путям, в частности, при поступлении радионуклидов с морской частью пищевых рационов. Применительно к этим критериям были рассчитаны контрольные концентрации радионуклидов в морской воде [50], удовлетворяющие гигиеническим требованиям [97]. При этом введена квота дозовой нагрузки на население за счет загрязнения моря, составляющая 10% предела дозы облучения населения (эффективная годовая доза — 0,1 мЗв). Величины КК радионуклидов, учет которых предполагается в расчете, приведены в табл. 4.22.

Таблица 4.22. Контрольные концентрации радионуклидов в морской воде при длительном загрязнении районов, содержащих различные виды промышленной продукции, Бк/м³

Радионуклид	Рыба	Моллюски	Ракообразные	Пищевые водоросли
³ H	1,1·10 ⁷	6,6·10 ⁷	6,6·10 ⁷	6,6·10 ⁷
⁵⁴ Mn	1,6·10 ³	770	7,7·10 ³	640
⁵⁵ Fe	460	270	1,6·10 ³	270
⁶⁰ Co	130	160	160	79
⁵⁹ Ni	7,3·10 ³	2,2·10 ⁴	4,4·10 ⁴	2,2·10 ⁴
⁶³ Ni	1·10 ³	3,2·10 ³	6,3·10 ³	3,2·10 ³
⁹⁰ Sr	8,2·10 ³	9,9·10 ⁴	4,9·10 ⁴	2,0·10 ⁴
⁹⁹ Tc	2,4·10 ⁴	4,4·10 ³	4,4·10 ³	4,4·10 ³
¹²⁹ I	1,4·10 ³	2,5·10 ³	2,5·10 ³	250
¹³⁴ Cs	240	4,8·10 ³	4,8·10 ³	2,9·10 ³
¹³⁷ Cs	350	7·10 ³	7·10 ³	4,2·10 ³
¹⁴⁷ Pm	3,5·10 ³	2,1·10 ³	1,0·10 ⁴	3,5·10 ³
¹⁵¹ Sm	9,1·10 ³	5,5·10 ³	2,7·10 ⁴	9,1·10 ³
¹⁵⁵ Eu	4,7·10 ³	1,2·10 ³	8,5·10 ³	2,8·10 ³
²³⁸ Pu	49	3,9	39	5,9
²³⁹ Pu	46	3,7	37	5,5
²⁴⁰ Pu	46	3,7	37	5,5
²⁴¹ Pu	2,4·10 ³	190	1,9·10 ³	290
²⁴¹ Am	46	0,7	27	1,7

При вычислении концентраций, приведенных в [50], предполагалось, что радионуклиды равномерно распределены в воде всего моря.

Рекомендации по величинам контрольных концентраций в морской воде предложены также в [119] в вариантах, базирующихся на защите человека (КК₁) и гидробионтов (КК₂). Для человека радиационная опасность оценивается исходя из потребления загрязненных морепродуктов. Предполагается ежегодное потребление человеком 40 кг рыбы, 2 кг ракообразных и 2 кг моллюсков. При этом дозовая квота за счет радионуклидов в данном рационе также ограничена 0,1 мЗв в год.

В оценке потенциальной опасности для фауны и флоры при хроническом облучении использовались значения доз 0,1 и 0,5 Гр за год соответственно. Эти радиационные нагрузки рассматриваются как не имеющие экологической значимости, так как близки к уровню 1% летальных для них доз [108]. В табл. 4.23 приведено сравнение дозовых коэффициентов для морских акваторий из [119] и уровней вмешательства УВ^{вода} из НРБ-99 [97]. Значения УВ^{вода} соответствуют годовой дозе облучения отдельных лиц населения 1 мЗв, а значения КК₁ — годовой дозе 0,1 мЗв.

Сравнение значений контрольных концентраций в табл. 4.22 и 4.23 позволяет оценить существующие неопределенности при попытках перейти от значений загрязненности морской воды к дозовым нагрузкам на гидробионты и население. Ожидаемая точность оценок при использовании значений контрольных концентраций — порядок величины.

Таблица 4.23. Контрольные концентрации радионуклидов в морской воде и уровни вмешательства УВ^{вода}, Бк/л [119]

Радионуклид	Население		Бионты	КК
	УВ ^{вода}	КК ₁	КК ₂	
⁶⁰ Co	41	0,5	2	0,5
⁵⁹ Ni	2200	34,0	850	34,0
⁶³ Ni	930	14,0	1100	14,0
⁹⁰ Sr	5	15,0	60	15,0
⁹⁵ Zr	150	9,0	3	3,0
¹⁰⁶ Ru	20	3,3	30	3,3
¹³⁴ Cs	7,3	1,2	13	1,2
¹³⁷ Cs	11	1,8	30	1,8
¹⁴⁴ Ce	27	1,3	6	1,3
¹⁵² Eu	99	2,5	7	2,5
¹⁵⁴ Eu	69	1,8	5	1,8

Необходимо учитывать, что допустимые концентрации зависят от состава биоты, потребления морепродуктов из региона, солености воды, а также экологической значимости региона. Поскольку эти факторы различны для разных районов, допустимые концентрации должны рассчитываться для региона, в котором произошла авария.

Сравнивая значения КК с максимальными ожидаемыми значениями концентраций ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, которые могут быть, например, у берегов Японии в случае аварии в районе Камчатки (около 0,1 и 1 Бк/м³), можно оценить и максимальные значения эффективной годовой дозы для населения по данным нуклидам, которые будут соответственно составлять

$$0,1 \left(\frac{0,1}{8,2 \cdot 10^3} + \frac{0,1}{350} \right) \approx 1,5 \cdot 10^{-5} \text{ мЗв}$$

и $1,5 \cdot 10^{-4}$ мЗв, что в сотни тысяч раз меньше фонового облучения соответственно допустимых доз. Вклад в дозу остальных радионуклидов ОЯТ и РАО будет на один-два порядка меньше.

Авария в районе пролива Лаперуза, напротив, приведет к интенсивному загрязнению морской воды, которая до месяца может содержать техногенные радионуклиды в концентрациях от 10^6 до 10^3 Бк/м³. При таких концентрациях дозы будут достигать единиц — десятков миллизивертов, что недопустимо для населения (по НРБ-99 допустима доза 1 мЗв/год в среднем за любые последовательные пять лет, но не более 5 мЗв/год).

Коэффициенты накопления в мышцах промысловой рыбы радионуклидов цезия и стронция для холодных морей лежат в диапазоне 25—100 л/кг и 2—10 л/кг соответственно [31]. Отсюда при минимально ожидаемых концентрациях ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr около 0,1 Бк/м³ активность мышечной ткани рыбы не превысит $1 \cdot 10^{-2}$ Бк/кг и $1 \cdot 10^{-3}$ Бк/кг соответственно, что существенно меньше допустимых норм для этих радионуклидов в пищевых продуктах (11 и 5 Бк/кг соответственно [97]). Для случая максимального радиоактивного загрязнения в проливе Лаперуза загрязнение морепродуктов может достичь недопустимых значений, что потребует временного ограничения лова.

В непосредственной близости от затонувшего судна могут находиться закрепленные на грунте макроводоросли и донная фауна, включающая ракообразных, моллюсков и т. п. Эти морские организмы могут присутствовать в объеме начального участка загрязненного радионуклидами шлейфа. Для рыбы, планктона и нектона ситуация менее опасна — эти организмы способны перемещаться в морской воде либо самостоятельно (рыба и нектон), либо вместе с водой при приливах-отливах. За рассматриваемые периоды времени (месяцы) эти организмы могут оказаться далеко от сильно загрязненной области. Далее будет рассматриваться ожидаемое облучение макроводорослей и моллюсков, месяцами остающихся в объеме начального участка шлейфа морской воды с радионуклидами. Предполагается, что за столь длительный период устанавливается равновесие между скоростью аккумуляции нуклидов тканями водорослей и моллюсков и скоростью выведения радионуклидов за счет биологических процессов. В этом случае концентрацию долгоживущих нуклидов в рассматриваемых организмах можно считать постоянной и равной произведению концентрации радионуклидов в морской воде на соответствующий коэффициент накопления.

Для долгоживущих радионуклидов, пренебрегая их распадом за время достижения максимальных концентраций в морской воде (примерно пять лет при сделанных предположениях) и различием в химических формах (считается, что все радионуклиды находятся в воде в виде истинных растворов и не осаждаются на взвесах по мере выхода в забортное пространство), можно считать скорости выхода пропорциональными концентрациям радионуклидов в источнике (преимущественно в ОЯТ). Для дальнейшего рассмотрения были выбраны радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{241}Am и суммарная активность альфа-излучающих изотопов плутония. В табл. 4.24 приведены исходные данные для расчетов и собственно ожидаемые равновесные концентрации рассматриваемых радионуклидов в организмах водорослей и моллюсков. Предполагалось, что выход радионуклидов с максимальной интенсивностью происходит в течение отлива длительностью шесть часов, выходящие радионуклиды равномерно распределяются в коническом шлейфе морской воды протяженностью 100 м и объемом до 200 м³. Коэффициенты накопления радионуклидов в водорослях и моллюсках брались из [173], значения средней энергии ионизирующего излучения на распад — из [138].

Таблица 4.24. Исходные данные для расчетов и ожидаемые равновесные концентрации радионуклидов в организмах водорослей и моллюсков

Радионуклид	Выход, Бк/с	Энергия излучения, МэВ/расп.	Концентрация в шлейфе около ПТБ, Бк/л	Коэффициент накопления, л/кг		Равновесная концентрация нуклидов a_i , Бк/кг	
				в моллюсках	в макроводорослях	в моллюсках	в макроводорослях
$^{90}\text{Sr}(+^{90}\text{Y})$	6Е5	1,12	7Е4	1000	1000	7Е7	7Е7
^{137}Cs	6Е5	0,18	7Е4	30	50	2,1Е6	3,5Е6
$\Sigma\text{Pu}(\alpha)$	85Е3	5,40	1Е3	3000	2000	3Е6	2Е6
^{241}Am	8Е3	5,50	9Е2	20000	8000	1,8Е7	7,2Е6

Поглощение внутри гидробионта энергии бета- или альфа-частиц $E_{\beta(\alpha)}$, сопровождающих каждый акт распада накопленных радиоактивных ядер, приводит за время t к радиационным нагрузкам на ткани бионтов. Величины этих нагрузок по i -му радионуклиду D_i , определяемые по формуле

$$D_i = a_i E_{\beta(\alpha)} t,$$

где a_i — равновесная активность i -го радионуклида в тканях гидробионта (табл. 4.24), представлены в табл. 4.25. На сумму всех радионуклидов, которые не включены в эту таблицу, приходится возможный вклад в общую дозу менее 5%.

4. Систематизация и количественная оценка реальных и потенциальных угроз, возникших после вывода радиационно-опасных объектов ТОФ из эксплуатации

Таблица 4.25. Максимально ожидаемые дозы для донной биоты, Гр

Радионуклид	1 месяц		6 месяцев		12 месяцев	
	Моллюски	Макроводоросли	Моллюски	Макроводоросли	Моллюски	Макроводоросли
$^{90}\text{Sr}(+^{90}\text{Y})$	3,3E+01	3,3E+01	2,0E+02	2,0E+02	4,0E+02	4,0E+02
^{137}Cs	1,6E-01	2,7E-01	9,6E-01	1,6E+00	1,9E+00	3,2E+00
$\Sigma\text{Pu}(\alpha)$	6,8E+00	4,6E+00	4,1E+01	2,7E+01	8,2E+01	5,5E+01
^{241}Am	4,2E+01	1,7E+01	2,5E+02	1,0E+02	5,0E+02	2,0E+02

Видно, что основной вклад в дозу донной биоты вносят радионуклиды ^{90}Sr и ^{241}Am . Однако проявление биологического эффекта от поглощенной энергии альфа-частиц может оказаться больше эффекта от бета-частиц в 10—20 раз из-за повышенной плотности ионизации. В современных нормах радиационной безопасности, разработанных для человека, принята биологическая эффективность альфа-частиц в 20 раз больше эффективности бета-частиц. Использование этого коэффициента для гидробионтов (величина параметра биологической эффективности альфа-излучения для других отличных от человека видов пока только обсуждается в научной литературе) делает вклад альфа-частиц преобладающим.

Известно [36], что в 50% случаев взрослые рыбы погибают при дозах 6—30 Гр, ракообразные — при 5—900 Гр, моллюски — при 50—200 Гр, водоросли — при 80—1000 Гр и простейшие — при 100—3000 Гр. Летальные дозы облучения D_{50} для моллюсков соответствует 10—120 Гр и для водорослей — 80—500 Гр [106]. Таким образом, можно полагать, что при достижении максимальных скоростей выхода радионуклидов за время порядка нескольких месяцев около затонувшей ПТБ возможна гибель около 50% отдельных видов моллюсков и водорослей на расстоянии до 100 м.

4.4.5. Выводы

В результате проведенного численного моделирования и анализа возможных ситуаций переноса и распространения пассивной примеси в северо-западной части Тихого океана между Камчаткой и Приморьем с применением усовершенствованной модели океанской циркуляции, которая на сегодня является самой адекватной и наиболее реально отражает характер и особенности океанических течений, а также с использованием результатов разработки сценариев максимальных гипотетических аварий определены основные направления переноса радиоактивной примеси в случае возникновения тяжелой радиационной аварии на маршруте транспортировки ОЯТ с Камчатки в Приморье.

Показано, что при возникновении аварии практически на любом участке маршрута радиоактивные вещества достигают побережья Японии в концентрациях, превышающих на 30—50% их фоновое содержание, а в случае аварии в проливе Лаперуза — и допустимые нормы. Дана оценка радиоэкологических последствий радиоактивного загрязнения морской среды при транспортировке ОЯТ с Камчатки в Приморье.

Морская вода в этом районе будет содержать до одного месяца техногенные радионуклиды в концентрациях от 10^6 до 10^3 Бк/м³, что приведет к загрязнению морепродуктов и потребует временного ограничения рыбного промысла.

Радиоэкологические последствия для США в районе Алеутских островов при аварии в районе Камчатки и для Кореи при аварии в районе Владивостока незначительны, но могут вызывать существенную психологическую реакцию населения.

5. Концептуальные подходы к снижению угроз, исходящих от выведенных из эксплуатации объектов флота с ЯЭУ и радиационно-загрязненных территорий в Дальневосточном регионе

5.1. Необходимость стратегического планирования как основной инструмент планомерного снижения и ликвидации радиоэкологических угроз

В предыдущих разделах описаны виды и особенности ядерно- и радиационно-опасных объектов в Дальневосточном регионе, способы обращения с выведенными из эксплуатации объектами флота, ОЯТ и РАО, описана радиоэкологическая обстановка, оценены потенциальные угрозы и риски, исходящие от них, а также приведены результаты численного моделирования переноса радионуклидов в атмосфере и акватории Тихого океана в случае аварий и возможные воздействия на ближние и удаленные регионы. Настоящий раздел посвящен определению и планированию оптимальных путей эффективного снижения указанных угроз с учетом имеющихся возможностей и проблем.

Поскольку радиоэкологические проблемы Дальневосточного региона, связанные с эксплуатацией, выводом из эксплуатации и утилизацией ядерно- и радиационно-опасных объектов флота, в конечном счете являются последствиями противостояния военно-политических блоков в период «холодной войны», ликвидация этих последствий должна осуществляться государством с помощью других участников противостояния. Собственно, на это и направлена инициатива Глобального партнерства, провозглашенная лидерами «большой восьмерки» в 2002 г. в канадском Кананаскисе [10]. Но столь масштабная и ответственная деятельность должна быть хорошо спланирована. Выполнение работ без хорошо скоординированных, охватывающих все необходимые направления долгосрочных планов не только не решает до конца проблему обеспечения ядерной, радиационной и экологической безопасности, но и с неизбежностью порождает новые проблемы.

В соответствии с решениями Правительства РФ основным направлением планирования государственной хозяйственной деятельности должна являться разработка и реализация федеральных и ведомственных целевых программ. Однако разрабатываемые целевые программы, в том числе и в сфере вывода из эксплуатации и утилизации военной техники, реабилитации зараженных территорий — ФЦП «Утилизация вооружений и военной техники» (подпрограмма «Промышленная утилизация атомных подводных лодок и надводных кораблей с ядерными энергетическими установками»), ФЦП «Ядерная и радиационная безопасность» — краткосрочны, недостаточны по широте охвата проблемы, не способны гибко учитывать изменения внешней обстановки и многие взаимосвязи отдельных проектов, подпрограмм, партнеров.

Поскольку работы по безопасному выводу из эксплуатации объектов флота отнесены к приоритетным направлениям деятельности государства в экологической сфере [8], задача разработки не только оперативной (целевой), но и соответствующей стратегической программы становится одной из наиболее актуальных задач.

В отличие от операционного (целевого) планирования стратегическое планирование определяет направление работ вплоть до достижения конечных целей. При этом обеспечивается широкий охват всех составляющих проблемы и оснащение программы информационной системой управления, дающей возможность подстраивать программу с изменением условий в ходе реализации. Для Северо-Западного региона такая программа (Стратегический Мастер-план) разработана при поддержке Фонда экологического партнерства Северного измерения и Европейского банка реконструкции и развития коллективом ведущих научных и проектных институтов Росатома, ИБРАЭ РАН РФ, Российского научного центра «Курчатовский институт» и специалистов других министерств и ведомств Российской Федерации с использованием и привлечением опыта иностранных экспертов и фирм [12].

Соответственно для эффективного и безопасного решения перечисленных проблем Дальневосточного региона необходима разработка Стратегической программы комплексной утилизации. Именно она позволит решить проблему планомерного снижения и ликвидации угроз, исходящих от выведенных из эксплуатации радиационно-опасных объектов флота, оптимизировать работы по срокам и стоимости.

Программа комплексной утилизации (ПКУ) бывших объектов флота в Дальневосточном регионе должна представлять собой ранжированный по срокам выполнения перечень взаимосогласованных проектов,

реализация которых обеспечит достижение конечной цели — ликвидацию угроз для населения, персонала объектов и окружающей среды путем завершения утилизации АПЛ, НК с ЯЭУ, судов АТО, а также экологической реабилитации соответствующей инфраструктуры, территорий и акваторий. Такая программа должна:

- послужить основой для принятия Россией стратегических решений по Дальневосточному региону в области обращения с ОЯТ и РАО;
- стать основой для целевого и текущего бюджетного планирования с определением приоритетов;
- способствовать проведению оценок технико-экономической эффективности реализации проектов по утилизации включая повышение уровня физической защиты и улучшение экологии в регионе;
- способствовать привлечению иностранной технической помощи в эту сферу за счет повышения прозрачности целей и путей их достижения;
- способствовать принятию решений с должным учетом интересов стран-доноров и России.

Стратегическая программа комплексной утилизации может формироваться из нескольких подпрограмм, для каждой из которых должны быть обоснованы конечные цели. Их совокупность и определит конечную цель самой ПКУ. В качестве одного из компонентов ПКУ должна разрабатываться информационная система управления программой (ИСУП), а также процедура управления включая процедуру контроля реализации и обновления ПКУ.

Для Дальневосточного региона необходимость стратегического планирования неоднократно декларировалась на разных уровнях [13, 15, 18], однако до настоящего времени оно остается нереализованной актуальной задачей. Это серьезно осложняет развитие работ по ликвидации имеющихся угроз и сдерживает международное участие в финансовом обеспечении соответствующих работ. В результате на Дальнем Востоке имеется серьезное отставание в принятии принципиальных решений и темпах проведения работ по сравнению с Северо-Западным регионом [11].

5.2. Анализ факторов, влияющих на формирование Стратегической программы комплексной утилизации, и путей их учета

Созданию Стратегической программы комплексной утилизации АПЛ Дальневосточного региона должна предшествовать работа по обоснованию методологии ее разработки в условиях многофакторного влияния на выбор приоритетов применительно к особенностям региона.

Можно утверждать, что основной особенностью утилизации АПЛ и других радиационно-опасных объектов флота является угроза воздействия радиационных факторов на персонал, население и окружающую среду. Если бы не это, специфических проблем обращения с подобными объектами и необходимости учета значительных угроз для населения и природной среды не было бы вообще. За многие годы, особенно в послевоенное время, было выведено из эксплуатации несколько тысяч плавучих объектов военного и гражданского назначения. При этом с их дальнейшим содержанием и утилизацией сложных проблем не возникало. Корпусами этих судов заполнены многие прибрежные районы акваторий в Приморье и на Камчатке, а их разделка на металлолом из года в год откладывается. Это волнует население близлежащих районов и многочисленных представителей «зеленого» движения. Однако такое положение дел никогда не отождествлялось с реальной угрозой для здоровья населения или тем более с возможной экологической катастрофой. Следовательно, основным фактором, который следует учитывать в первую очередь при планировании работ с радиационно-опасными объектами флота и определении приоритетов, является ядерно-радиационная опасность [69, 14].

Мировой опыт показывает, что в качестве основы для принятия решений в отношении обращения с радиационно-опасными объектами используется, как правило, оценка риска. Применение методологии оценки риска здоровью в качестве инструмента обоснования эффективных управленческих решений позволяет определять приоритеты экологической политики на региональном и национальном уровнях.

Под величиной риска обычно понимают произведение величины ущербов жизни или здоровью N (чел.) на вероятность реализации этих ущербов P (год⁻¹):

$$R = NP.$$

5. Концептуальные подходы к снижению угроз, исходящих от выведенных из эксплуатации объектов флота с ЯЭУ и радиационно-загрязненных территорий в Дальневосточном регионе

К сожалению, до настоящего времени отсутствует единство взглядов на форму количественного выражения и классификацию уровней приемлемого риска. Уровень приемлемого индивидуального риска законодательно закреплен лишь в Голландии: Е–6 чел./год. В России в некоторых документах эта величина находится в пределах (Е–4)—(Е–6) [99, 12]. Реальные значения индивидуального риска для отдельных категорий граждан имеют существенно большие величины. В табл. 5.1 приведены обобщенные данные по индивидуальным рискам в ряде стран.

Таблица 5.1. Некоторые критерии оценки индивидуального риска

Характеристика риска	Величина
<i>Нидерланды</i>	
Максимальный переносимый риск для населения (существующее производство)	$1 \cdot 10^{-5}$ в год
Максимальный переносимый риск для населения (новое производство)	$1 \cdot 10^{-6}$ в год
Приемлемый риск для населения	$1 \cdot 10^{-6}$ в год
<i>Австралия</i>	
Общий приемлемый риск вне опасных производственных зон	$1 \cdot 10^{-5}$ в год
<i>Международная комиссия по радиологической защите</i>	
Приемлемый радиационный риск для работающих	$1 \cdot 10^{-5}$ в год
Приемлемый риск для населения	От $1 \cdot 10^{-5}$ до $1 \cdot 10^{-6}$ в год
<i>Правила принятия управленческих решений в США</i>	
Уровень De manifestis (непереносимые риски)	Пожизненный риск 4:1000; 1:17 500 в год
Уровень De minimis (пренебрежимые риски)	Пожизненный риск $1 \cdot 10^{-5}$; $1 \cdot 10^{-6}$ в год
<i>Агентство США по охране окружающей среды</i>	
Целевой канцерогенный риск	Пожизненный риск $1 \cdot 10^{-6}$; $1 \cdot 10^{-5}$ в год
<i>Великобритания (HSE — Health and Safety Executive)</i>	
Максимальный переносимый риск у работающих	$1 \cdot 10^{-3}$ в год
Переносимый риск для работающих с источниками ионизирующего излучения	От $1 \cdot 4^{-3}$ до $1 \cdot 20^{-3}$ в год
Максимальный переносимый риск для населения	$1 \cdot 10^{-4}$ в год
Реперная величина для новых предприятий	$1 \cdot 10^{-6}$ в год
<i>Министерство энергетики США</i>	
Уровень de minimis: риски настолько малы, что могут рассматриваться как пренебрежимые	Действия по снижению риска в общем случае не требуются. Пожизненный риск 10^{-6} — 10^{-4}
Уровень Intermediate: риски, занимающие промежуточное положение между уровнями de minimis и de manifestis	Должны быть проведены исследования по оценке возможности снижения рисков, однако действия необходимо предпринимать, только если риски рассматриваются как подлежащие снижению до разумно достижимого уровня
Уровень de manifestis: риски столь высоки, что могут рассматриваться как непереносимые	Необходимы действия по снижению рисков с учетом стоимости мероприятий и других факторов

В целом анализ последствий радиационных аварий (в Чернобыле, в бухте Чажма) свидетельствует о малой эффективности оценки потенциальных угроз с использованием величины R . Количество безвозвратных потерь может быть небольшим, вероятность событий — очень малой. В итоге величина индивидуального риска может оказаться в пределах приемлемых значений, а реальные последствия, особенно с учетом косвенных ущербов, — неприемлемо большими.

В последнее время делаются попытки оценивать интегральные экономические ущербы при различных аварийных событиях и интегральные экономические риски. Однако методически такие оценки интегральных рисков еще не отработаны и используются чаще всего для сравнительных оценок.

С учетом изложенного представляется целесообразным использовать для оценки исходящих от различных радиационно-опасных объектов утилизации угроз и выявления наиболее опасных объектов несколько разных подходов и самостоятельно значимых показателей:

- сравнение радиационных потенциалов объектов, предназначенных для утилизации или экологической реабилитации;
- сопоставление интегральных рисков при гипотетических аварийных событиях на объектах;
- сопоставление радиационных рисков для персонала и населения;
- сравнительную оценку возможного изменения радиационного риска во времени при задержке с началом утилизационных работ;
- экспертную оценку опасности различных объектов и узких мест при обращении с ними группой наиболее квалифицированных специалистов в сфере эксплуатации и утилизации радиационно-опасных объектов флота на основе использования балльной системы.

Сравнение радиационного потенциала объектов. Величина радиационного потенциала характеризует степень гипотетической опасности отдельно взятого объекта или группы близко расположенных объектов, но не учитывает при этом наличие и количество барьеров безопасности на путях выхода радионуклидов, условий содержания объекта, района его размещения. Поэтому сам по себе радиационный потенциал объекта несет лишь относительную качественную информацию об исходящих от него потенциальных угрозах. Только в сочетании с другими показателями опасности величина радиационного потенциала становится более информативной и значимой.

В Дальневосточном регионе радиационный потенциал рассредоточен на более чем 100 объектах, связанных с комплексной утилизацией АПЛ.

На **рис. 5.1** сопоставлены радиационные потенциалы (млн Ки) нескольких наиболее значимых по этому фактору объектов или групп близко расположенных объектов. Были рассмотрены радиационные потенциалы:

- БТБ в бухте Сысоева;
- аварийных АПЛ в бухте Павловского;
- ПТБ с ОЯТ;
- нескольких близко расположенных АПЛ, ожидающих утилизации в бухте Павловского или на Камчатке.

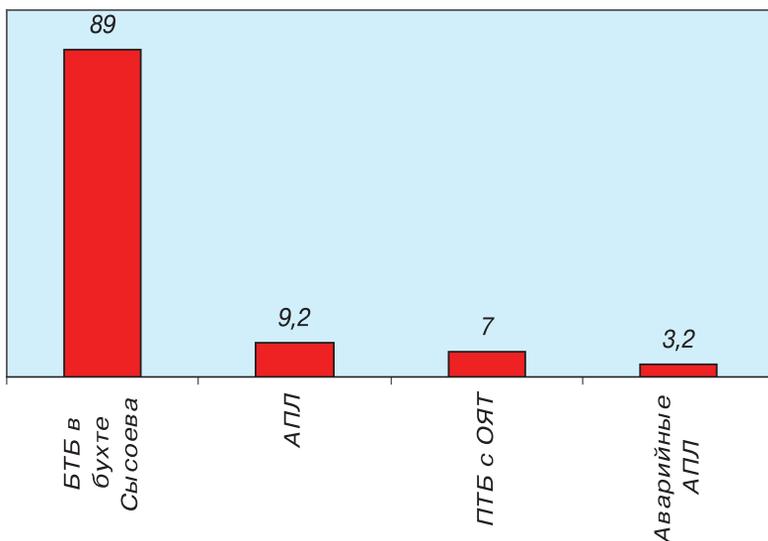


Рис. 5.1. Радиационный потенциал ОЯТ, сосредоточенный на различных объектах Дальневосточного региона

Сопоставление интегральных рисков. Одной из наиболее общих классификаций, используемых для оперативной оценки значимости события с точки зрения безопасности и оценки ущерба, является международная шкала ядерных событий (INES) [12, 91]. Основная ее цель — в общем виде ранжировать радиационные последствия инцидентов и аварий с позиций безопасности персонала, населения и охраны окружающей среды. Эта шкала в принципе применима к любому событию, связанному с обращением ядерных материалов и радиоактивных веществ, включая события во время их транспортировки.

Было предложено использовать шкалу событий и для определения прогнозируемых уровней ущербов, выраженных в экономических категориях. Корректно эту процедуру можно выполнить на основе оценки ущербов, нанесенных при ранее имевших место авариях и инцидентах с радиационными объектами (Чернобыльская АЭС, предприятие в Кыштыме, АЭС «Три-Майл Айленд» в США, АЭС «Вандельос» в Испании, авария АПЛ в бухте Чажма, затопление АПЛ К-159 и др.), с отнесением каждого из таких событий к той или иной категории. Подобные оценки (на уровне порядков величин) были проведены рядом ведущих экспертов [19]. Они представлены в табл. 5.2, устанавливающей соответствие уровней тяжести последствий и прогнозируемых комплексных материальных ущербов.

Таблица 5.2. Шкала соответствия тяжести последствий возможных аварий прогнозируемому материальному ущербу в процессе утилизации АПЛ

Тяжесть последствий, уровни	Крупная авария	Серьезная авария	Авария с риском за пределами площадки	Авария без значительного риска за пределами площадки	Серьезный инцидент	Инцидент	Аномалия
Уровень шкалы МАГАТЭ	7	6	5	4	3	2	1
Прогнозируемый ущерб, долл.	$>10^{10}$	$>10^9$	$>10^8$	$>10^7$	$>10^6$	$>10^4$	$>10^3$

Примечание. Уровень 7 близко соответствует Чернобыльской аварии, уровень 5 — аварии АПЛ в бухте Чажма, уровень 4 — затоплению АПЛ «К-159» с ОЯТ на глубине более 200 м, уровень 2 — затоплению АПЛ без ОЯТ у пирса на Камчатке на глубине 30 м.

Приведенные в таблице величины интегральных ущербов можно считать достаточно надежными, так как для четырех из семи уровней имеются данные, полученные на основании оценки последствий произошедших аварий, примерно соответствующих этим уровням.

Что касается вероятностей событий, то они определены с учетом имеющихся статистических данных по анализируемым объектам, а в случае их недостаточности использовались данные, относящиеся к аналогичным объектам из других областей промышленности и техники. В таком подходе были рассчитаны интегральные экономические риски применительно к основным объектам утилизации Дальневосточного региона. Их значения приведены в предпоследней графе табл. 5.3, соотношение которых позволяет произвести ранжирование объектов по этому показателю.

5. Концептуальные подходы к снижению угроз, исходящих от выведенных из эксплуатации объектов флота с ЯЭУ и радиационно-загрязненных территорий в Дальневосточном регионе

Таблица 5.3. Определение степени опасности объектов утилизации по величине интегрального риска

Объект	Наиболее опасные аварийные события	Вероятность P , год ⁻¹ (принято в расчетах)	Уровень последствий, ущерб N , долл. / интегральный риск $R_{ij} = PN$	Ранг объекта по степени опасности
АПЛ с ВВР	Затопление	$5 \cdot 10^{-4}$	$10^5/50$	2
	Пожар в РО при выгрузке ОЯТ	$5 \cdot 10^{-3}$	$10^5/500$	
Суда АТО	Падение летательного аппарата	$\sim 10^{-7}$	$10^7/1$	3
	Затопление, пожар	$\sim 10^{-5}$	$10^7/100$	
ПТБ с ОЯТ	Затопление	10^{-5}	$10^8/1000$	1
	Пожар	10^{-4}	$10^5/10$	
БТБ в бухте Сысоева	Взрыв (теракт)	10^{-6}	$10^9/1000$	1
	Падение летательного аппарата, взрыв, пожар	10^{-7}	$10^9/100$	
	СЦР	10^{-7}	$10^9/100$	
Аварийные АПЛ в бухте Павловского	Падение летательного аппарата	10^{-6}	$10^8/100$	1
	Затопление при внешних воздействиях	10^{-3}	$10^6/1000$	
Реакторные блоки	Затопление	10^{-4}	$10^3/0,1$	4

Примечание. Заливкой обозначены объекты с наибольшей опасностью.

Сопоставление радиационных рисков. Радиационные риски, выраженные числом дополнительных смертей в год персонала на 1 млн человек, определялись в предположении, что события состоялись. При этом последствия аварий оценивались по результатам их численного моделирования. Подобный анализ дает более консервативную оценку безопасности. Однако при этом упрощаются расчеты, так как из анализа исключаются оценки вероятностей, имеющих весьма низкую точность.

Таблица 5.4. Ранжирование объектов утилизации по величине радиационных рисков в случае возникновения гипотетических аварийных ситуаций ($P = 1$)

Объект утилизации	Основные наиболее тяжелые гипотетические аварии	Риск R^* для персонала при аварии, $\times 10^{-6}$	Ранг объекта по величине радиационного риска
АПЛ с ОЯТ	Затопление АПЛ при отстое или транспортировке	56	3—4
	Пожар РО	56	
БТБ в бухте Сысоева	Взрыв хранилища ОЯТ, пожар	10^5	1
	Падение ЛА на хранилище ТРО, пожар	56 000	
ПТБ с ОЯТ	Затопление	730	2
	Падение летательного аппарата, пожар	5600	
Реакторный блок без ОЯТ	Затопление с разгерметизацией первого контура	<1	5
НК с ЯЭУ	Пожар в РО	56	3—4
	Падение ЛА, пожар	56	
	Затопление	56	

* R — число дополнительных смертей в год на 1 млн человек.

Примечание. Заливкой обозначены объекты с наибольшей опасностью.

Изменение рисков при длительных задержках в проведении работ.

Поскольку радиационный потенциал ОЯТ и РАО очень медленно спадает после пяти-восьми первых лет после остановки реакторов, увеличение рисков от объектов утилизации в период длительного отстоя в основном связан с ухудшением технического состояния систем обеспечения живучести плавучих объектов. Рост вероятности аварийного затопления таких объектов и возникновения пожара неизбежен. Однако количественная оценка этого процесса труднореализуема. В табл. 5.5 приведена качественная оценка изменений вероятности аварий, их последствий и потенциальных рисков. Общей тенденцией является повышение опасности при длительном содержании объектов без проведения на них плановых восстановительных или утилизационных работ.

На **рис. 5.2** приведено ранжирование объектов Тихоокеанского региона по различным показателям фактора безопасности. Как видно, к числу наиболее потенциально опасных объектов следует отнести БТБ в бухте Сысоева, аварийные АПЛ и ПТБ с ОЯТ на борту. При формировании приоритетных проектов Программы комплексной утилизации это обстоятельство должно быть обязательно учтено.

Таблица 5.5. Потенциальная опасность аварий, которые могут произойти, если не приняты надлежащие меры на основных объектах и этапах утилизации АПЛ, НК с ЯЭУ, судов гражданского атомного флота, АТО и реабилитации

Характер обращения с объектами	Активность, Бк	Опасность возникновения аварии	Комплексные последствия аварии	Комплексная потенциальная опасность (риск)
Хранение АПЛ с ОЯТ, время отстоя:				
1—10 лет	$(6—14)10^{15}$	Низкая	Средние	Высокая
10—15 лет	$(1—4)10^{15}$	Средняя	Средние	Высокая
более 15 лет	$(3—7)10^{14}$	Высокая	Средние	Высокая
Доставка АПЛ с ОЯТ на завод, время отстоя:				
1—10 лет	$(6—14)10^{15}$	Низкая	Высокие	Высокая
10—15 лет	$(1—4)10^{15}$	Средняя	Высокие	Высокая
более 15 лет	$(3—7)10^{14}$	Высокая	Высокие	Высокая
Утилизация АПЛ	$(1—14)10^{15}$	Низкая	Средние	Высокая
Хранение РБ АПЛ	$(2—60)10^{13}$	Низкая	Низкие	Средняя
Хранение НК с ЯЭУ	$> 20 \cdot 10^{15}$	Низкая	Средние	Высокая
Суда АТО	$(1—100)10^{14}$	Средняя	Высокие	Высокая
Длительное хранение ОЯТ на БТБ	$\sim 130 \cdot 10^{15}$	Средняя	Высокие	Высокая
СЦР-авария	$10^{17}—10^{19}$	Низкая	Высокие	Высокая
Транспортировка ОЯТ	$(1—14)10^{15}$	Низкая	Средние	Средняя
Хранение и транспортировка РАО	$10^9—10^{12}$	Средняя	Средние	Средняя
Отсутствие радиационного мониторинга на спецобъектах (персонал)	—	—	От низких до высоких	Высокая
Отсутствие радиационного мониторинга в Дальневосточном регионе (население)	—	—	От низких до высоких	Высокая

Необходимо отметить, что интегральное ранжирование объектов и формирование приоритетности проектов при обращении с ними должно осуществляться не только по фактору безопасности. Для каждого объекта существует значительное количество актуальных проблем, которые влияют на выбор первоочередных работ. Для их учета при ранжировании объектов нет иного способа, кроме метода экспертных оценок. Он был использован для формирования табл. 5.6. Итоговое ранжирование проводится с учетом ранжирования по различным факторам (рис. 5.3).

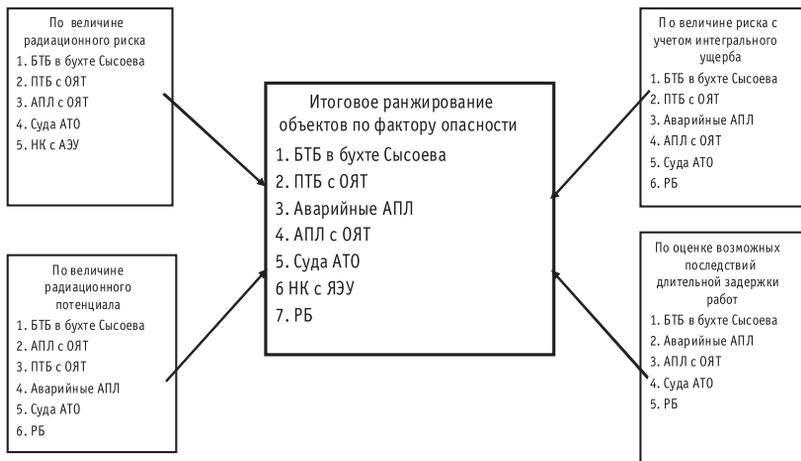


Рис. 5.2. Ранжирование объектов Тихоокеанского региона по разным показателям фактора безопасности

Таблица 5.6. Ранжирование объектов Дальневосточного региона по совокупности определяющих факторов методом экспертных оценок

Объекты	Состояние исходной базы данных	Обеспечение безопасности	Физическая защита	Выгрузка ОЯТ	Обращение с ОЯТ	Утилизация	Обращение с токсичными отходами	Обращение с РАО	Экологическая реабилитация	Уровень приоритета
АПЛ		■		■	■					3—4
НК с ЯЭУ				■	■	■				7
Суда АТО	■	■				■		■		5—6
РБ		■						■		8
Аварийные АПЛ	■	■		■	■		■	■	■	1—2
СРЗ				■	■		■	■		5—6
БТБ на Камчатке		■	■					■	■	3—4
БТБ в бухте Сысоева	■	■	■					■	■	1—2

Примечание. Черным цветом обозначено наличие остро актуальных проблем, характеризующих существование одного или нескольких узких мест, серым цветом — наличие актуальных проблем, существование которых затрудняет выполнение каких-либо операций на этапах комплексной утилизации или может создать узкие места в ближайшем будущем, белым цветом — наличие менее актуальных проблем или отсутствие таковых.



Рис. 5.3. Итоговое ранжирование объектов Дальневосточного региона

Таким образом, при разработке Программы комплексной утилизации в качестве первоочередных должны быть названы проекты по экологической реабилитации БТБ в бухте Сысоева, по обращению с АПЛ и ОЯТ Камчатского полуострова и по обращению с аварийными АПЛ.

На выбор приоритетов при ранжировании мероприятий (проектов) для каждого из объектов утилизации влияет большое число внутренних и внешних факторов, каждый из которых по отношению к проблеме в целом способен ограничивать или расширять сферу деятельности и тем самым выступать в качестве граничных условий, которые можно рассматривать как критерии. Внутри каждого фактора в силу их специфики существуют положения, подходы, принципы, количественные показатели допустимости или недопустимости выполнения отдельных видов деятельности, утвержденные на законодательном уровне или имеющие ведомственную принадлежность, которые, в свою очередь, формируют критерии на частном уровне. В таких условиях сформировать единый критерий, определяющий порядок деятельности, практически невозможно. Основные факторы, которые необходимо учитывать в процессе принятия решений при выборе приоритетов в ходе комплексной утилизации АПЛ, приведены на **рис. 5.4.**



Рис. 5.4. Основные факторы, влияющие на принятие решений при выборе приоритетов в сфере комплексной утилизации АПЛ

Фактор безопасности. Выше рассмотрен вопрос о степени опасности основных объектов утилизации и их ранжировании по этому показателю. Однако понятие «безопасность» при комплексной утилизации АПЛ содержит несколько других важных составляющих, которые характеризуются собственными показателями и критериями. Наряду с ядерной, радиационной и экологической безопасностью необходимо учитывать технологическую, пожарную безопасность, непотопляемость плавучих объектов и ряд других составляющих. Физическая защита радиационно-опасных объектов и система радиоэкологического мониторинга определяют еще одно слабое звено безопасности — внешнюю безопасность.

Существующие технологии при штатном режиме проведения работ по утилизации и реабилитации (в отсутствие внешних воздействий) обеспечивают безопасность всех составляющих этого понятия. Проблемы безопасности возникают прежде всего на этапах предаварийного или аварийного состояния объектов.

В последние годы возрастающее значение придается возможности террористической деятельности. В связи с этим в дальнейшем фактор безопасности анализировался с позиций учета прежде всего гипотетических аварий, в том числе возникающих под влиянием внешних воздействий. Поскольку основные угрозы, исходящие от утилизируемых объектов, в конечном счете

сводятся к радиоактивному загрязнению окружающей среды, необоснованному облучению персонала и населения, ядерная, радиационная и экологическая составляющие становятся основополагающими.

Критерии допустимого радиоактивного загрязнения окружающей среды на бывших объектах ВМФ, предназначенных для утилизации, приведены в [94]. В «Нормах радиационной безопасности (НРБ-99)» [97] даны количественные показатели, обеспечивающие радиационную безопасность персонала и населения. Нормативным документом «Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности» (ОСПОРБ-99) установлена классификация объектов потенциальной радиационной опасности. В зависимости от категории опасности объекта (категория — критерий опасности) регламентируются специальные требования к условиям размещения, проектирования, организации работ, к системам обеспечения радиационной безопасности персонала и населения как в режиме нормальной эксплуатации объекта, так и при возникновении чрезвычайных ситуаций.

Классификация аварийных ситуаций при перевозках ядерных материалов (веществ) определяется в соответствии с «Основными правилами безопасности и физической защиты при перевозках ядерных материалов (ОПБЗ-83)» [100]. Некоторые объекты, представляющие потенциальную радиационную опасность, являются и ядерно-опасными — при нарушении правил их эксплуатации возможно возникновение самоподдерживающейся цепной реакции, т. е. ядерной аварии.

Важными показателями фактора безопасности являются вероятность возникновения и тяжесть последствий возможных аварийных ситуаций, возникающих при работах с ядерными энергоустановками и обращении с ядерными и радиационно-опасными материалами.

В качестве критериев оценки фактора опасности того или иного объекта на этом этапе исследований были приняты радиационные риски (реальные, потенциальные) и величина радиационного потенциала.

Величина риска, определяемая вероятностью события и тяжестью последствий, — часто применяемая мера техногенной опасности. К сожалению, в отношении объектов и технологий комплексной утилизации АПЛ строгая оценка этого критерия является сложной задачей. Отсутствует достаточная статистика аварийных событий, а во многих случаях ее вообще нет. В настоящее время ограничиваться только оценкой радиационных последствий для персонала и населения недостаточно. Необходимо учитывать и интегральные риски, включающие моральный, социальный, этический, экономический, материальный и иные виды ущерба.

Другим критерием потенциальной опасности для радиационно-опасного объекта может служить величина радиационного потенциала объекта. Эта величина определяется более точно. Недостатком здесь является отсутствие информации о реально существующих барьерах безопасности. Это постоянно приходится учитывать в сравнительных оценках и при анализе сценариев развития событий во время гипотетических аварий.

Критериями внешней безопасности являются состояние физической защиты и системы радиоэкологического мониторинга объектов и их соответствие современным требованиям.

Экономический фактор — прежде всего объем бюджетного и внебюджетного финансирования, размеры и динамика поступления международной помощи, стоимость проектов и технологий при обеспечении комплексной утилизации АПЛ, ряд других экономических показателей. Этот фактор и определяющие его критерии понятны, но он становится наиболее привлекательным при наличии оценочных данных, характеризующих соотношения «эффективность-стоимость», которые, к сожалению, в рассматриваемых условиях не всегда оцениваются.

Фактор нормативной правовой базы. Важным фактором принятия решений можно считать принятые отраслевые концепции комплексной утилизации АПЛ и НК с ЯЭУ и экологической реабилитации береговых технических баз [80, 81]. Основным требованием концепций является безусловное обеспечение ядерной, радиационной и экологической безопасности на основе российского законодательства на всех этапах комплексной утилизации и экологической реабилитации с использованием безопасных технологий обращения с ОЯТ и РАО.

Существующие федеральные и международные нормативно-правовые акты накладывают дополнительные условия на процессы комплексной утилизации и экологической реабилитации объектов атомного флота.

Производственные возможности предприятий, занятых в выполнении комплексной программы утилизации и экологической реабилитации, предполагают учет целого ряда важных показателей, включающих:

- производственно-технологическую и инновационную политику;
- ценовую политику;
- финансовую политику;
- инвестиционную политику;
- снабженческо-сбытовую политику;
- кадровую политику.

Ведомственные интересы и нормативные документы Росатома, Минтранса, Военно-морского флота и других ведомств, к сожалению, часто не согласуются. Например, ВМФ старается как можно быстрее передать АПЛ, выведенные из эксплуатации, гражданским экипажам СРЗ. В то же время Росатом и судоремонтные заводы стремятся возможно дольше сохранить на них военные экипажи из-за сложности подготовки соответствующих специалистов.

Региональные интересы и общественное мнение. Установление ясных правовых взаимоотношений, ответственности, прав и обязанностей субъектов Федерации и центра и координация их деятельности по решению задач комплексной утилизации и реабилитации являются важными условиями успешной работы в этой области. Позиция региональной администрации и отношение населения к усилиям, предпринимаемым для осуществления программ по утилизации, могут влиять на ход и успех выполнения этих программ и, следовательно, должны приниматься во внимание при разработке или корректировке планов дальнейших работ.

Позитивные изменения, происходящие в регионах по мере развертывания работ по программе утилизации и увеличения притока финансовых средств из российских и зарубежных источников, находят признание общественности. На фоне социального неблагополучия 90-х годов стало ясно, что проблемы, связанные с отсутствием работы и невыплатой зарплаты, волнуют население значительно больше, чем радиация. Полная загрузка предприятий и благоприятные перспективы развития работ по утилизации наряду с другими факторами обусловили стабилизацию социально-экономической обстановки.

Вопросы международного сотрудничества и зарубежной финансовой и технической помощи в осуществлении программ утилизации и реабилитации также вызывают значительный интерес общественности регионов. Отмечается большое значение международной поддержки в решении проблем утилизации АПЛ в России как в плане ускорения темпов работы, так и в сфере устранения угроз экологической безопасности. Вместе с тем нельзя упускать из вида и известные сложности в процессе осуществления международных договоренностей в этой области, преодоление которых требует определенных усилий как с российской стороны (например, в вопросах налогообложения), так и со стороны зарубежных партнеров.

Социальный фактор оказывает и будет оказывать существенное влияние на процессы утилизации кораблей и экологической реабилитации объектов атомного флота. Для эффективного ведения работ в этих

направлениях и достижения в конечном счете целей ПКУ требуется постоянный учет этого фактора, наиболее важными составляющими которого являются:

- социальная защита и ориентированность работников, законодательное регулирование и реализация принятых нормативных актов;
- подготовка, подбор и расстановка кадров в организациях, учреждениях и на предприятиях;
- обеспечение достойных условий труда персонала и уровня занятости населения;
- совершенствование системы пенсионного обеспечения;
- экономическое стимулирование качества работ;
- достаточный уровень жилищного строительства;
- снятие проблем экологической обеспокоенности персонала и населения;
- координация взаимодействия с региональными властями, заинтересованными министерствами, ведомствами и многое другое.

Основные проблемы социальной политики сегодня разрешаются путем консолидации финансовых средств для повышения социальной поддержки малообеспеченных и социально незащищенных категорий работников и их семей, в строительстве жилья, пенсионном обеспечении, развитии сети медицинских учреждений, организации отдыха и др. Все эти обстоятельства необходимо учитывать при проведении инвестиционной политики в сфере комплексной утилизации АПЛ.

Интересы зарубежных партнеров и стран-инвесторов. Признание важности международной поддержки российских программ в области утилизации АПЛ и связанной с ней экологической реабилитации означает необходимость учета подходов зарубежных партнеров России к участию в сотрудничестве, их интересов и целей, которыми они при этом руководствуются. Эффективность международной поддержки в значительной степени определяется тем, насколько интересы сторон и их цели совпадают. Поэтому правильное понимание мотивации зарубежных партнеров является одним из важных факторов, которые следует принимать во внимание при установлении приоритетов в планировании и осуществлении деятельности в рассматриваемой области.

Среди основных факторов, объясняющих участие иностранных государств в программах сотрудничества с Россией в утилизации АПЛ, на различных международных конференциях, семинарах и совещаниях по проблемам РАО и ОЯТ чаще всего назывались следующие:

- необходимость снижения военного ядерного потенциала для устранения военной угрозы;

5. Концептуальные подходы к снижению угроз, исходящих от выведенных из эксплуатации объектов флота с ЯЭУ и радиационно-загрязненных территорий в Дальневосточном регионе

- повышение качества физической защиты ядерных объектов для предотвращения угрозы ядерного терроризма;
- снижение экологического влияния на природную среду и здоровье населения программ развития ядерной энергетики и оборонных ядерных программ;
- устранение возможной угрозы развитию мировой ядерной энергетики в связи с потенциальной опасностью крупного радиационного инцидента;
- устранение потенциального ущерба коммерческим интересам стран вследствие выброса радионуклидов в атмосферу и моря;
- возможность продемонстрировать общественности готовность международного сообщества решить сложные проблемы обращения с РАО и ОЯТ экологически приемлемыми способами и без ущерба для населения;
- возможность создать универсальные технологии и установки для решения глобальных задач, возникающих в ходе развития ядерной энергетики.

При этом некоторые страны считают необходимым распространение в России передового опыта по обращению с РАО и ОЯТ, накопленного в Западной Европе и США. Это подразумевает участие в работах иностранных промышленных фирм, поставку иностранных оборудования, технологий и пр.

Все зарубежные участники сотрудничества выражают озабоченность проблемами экологии, нераспространения ядерного оружия и заинтересованность в полноправном участии России в мероприятиях по реализации Лондонской конвенции. В то же время страны-доноры имеют дополнительные мотивы и заинтересованность в решении проблем обращения РАО и ОЯТ.

Проблема корректного учета всех перечисленных и, возможно, ряда других факторов весьма сложна и не имеет очевидного решения. Единственным принятым в ряде стран методом определения приоритетов является метод экспертных оценок, например, по правилам Дельфи.

Рассмотрение глобальных факторов в качестве критериев выбора приоритетов не снимает с повестки дня применения существующих в математической статистике и теории вероятности подходов к решению отдельных задач данного характера. В частности, в ряде работ была рассмотрена возможность на основании разработки сценариев различных типов радиационных аварий решить задачу оптимизации риска утилизации АПЛ на основе классических критериев принятия решений.

Сценарии, вероятности аварий, например на этапе выгрузки ОЯТ, определены логико-вероятностным методом, используемым для определения

надежности и безопасности сложных технических систем [95]. Расчет экономического ущерба определен по методике, утвержденной Минатомом и Госатомнадзором России [110].

Из достаточно широкого набора классических критериев принятия решений для данной задачи (при известных вероятностях возможных аварий [12]) наиболее подходящими считаются следующие критерии [82]: Бейеса, Ходжа — Лемена, Лапласа, Гермейера, а также критерий произведений. В условиях неопределенности используются критерии Вальда и Гурвица.

В результате удается произвести разделение стратегий деятельности при утилизации АПЛ, показав, что по большинству критериев оптимальной с точки зрения экономического ущерба является стратегия, направленная на предотвращение последствий аварий, сопровождающихся загрязнением технических сооружений и территорий, сбором, транспортировкой и переработкой образовавшихся при этом радиоактивных отходов.

Заслуживает внимания и работа [113], целью которой была выработка критериев принятия решений по превентивным мерам защиты и оценка эффективности последствий с учетом фактора неопределенности. В ней показано, что в условиях неопределенности в соответствии с классическими критериями лучшим вариантом является стратегия перевода объекта в безопасное состояние. Кроме того, классические критерии для данного типа задач позволяют исключить достаточное число неуместных вариантов защиты, но ни в коем случае не являются решающим правилом для принятия решений. При значительном наборе защитных мероприятий классические критерии целесообразно использовать в первую очередь в качестве «фильтров» на этапе принятия окончательного решения.

Все изложенные подходы определения приоритетов могут быть использованы в дальнейшей работе при формировании стратегической программы комплексной утилизации АПЛ.

5.3. Методология определения приоритетов для многофакторного стратегического планирования при формировании программы комплексной утилизации для Дальневосточного региона

Программа комплексной утилизации — это увязанный по задачам, ресурсам и срокам комплекс НИОКР, производственных, социально-экономических, организационно-хозяйственных мероприятий (проектов), обеспечивающих эффективное решение системной проблемы комплексной утилизации и экологической реабилитации выведенных из эксплуатации радиационно-опасных объектов атомного флота. В основе ПКУ лежит иерархическая структура понятий «программа», «направление работ», «объект», «мероприятие», «проект», «фаза проекта» и «задача» (рис. 5.5).



Рис. 5.5. Схема взаимосвязей основных составляющих ПКУ

Необходимо отметить, что в теории управления программами (проектами) отсутствует понятие «мероприятие», однако для анализа технологических цепочек обращения с объектами утилизации и в соответствии с терминологией ряда российских нормативных документов это понятие решено было использовать. Оно во многих случаях служит синонимом понятия «проект», но часто является более емким и универсальным, может включать в себя группу проектов.

Понятие «проект» давно уже трактуется не только как комплект конструкторской документации, но и как категория управленческой деятельности. Применительно к научному менеджменту «проект» — это ограниченный по времени, ресурсам и качеству комплекс задач, в результате выполнения которых должен быть получен определенный результат [117]. Фаза проекта — группа взаимосвязанных работ в составе проекта, в результате выполнения которых достигается один из важных его результатов. Задача — самый низкий уровень детализации в проекте или наименьшая неделимая часть работы при ее детализации.

В основу выбора приоритетных мероприятий (проектов), связанных с утилизацией и реабилитацией радиационно-опасных объектов флота, может быть положен анализ рисков, нерешенных проблем и узких мест, а также последовательности выполнения технологических решений для достижения конечных целей в намеченные сроки в соответствии с международными требованиями в условиях реального финансирования и существующей производственной инфраструктуры. На данном этапе, как отмечалось выше, практически невозможно определить приоритеты аналитическими или другими строгими методами. Поэтому наряду с отдельными количественными характеристиками при оценке приоритетов в максимально возможной степени использовался экспертный подход.

При формировании ПКУ могут быть выделены три направления работ: утилизация, экологическая реабилитация и обеспечение безопасности.

Под понятием «объект» понимается материальная субстанция, предназначенная к ликвидации или переработке (доведению до безопасного состояния) с последующим длительным хранением (захоронением) образовавшихся при этом радиоактивных и иных опасных материалов и возвратом занимаемой ею территории (акватории) к хозяйственной деятельности.

В качестве примера на **рис. 5.6** и **5.7** приведены схемы, отображающие объекты утилизации в Дальневосточном регионе и взаимосвязи, возникающие между объектами, мероприятиями и проектами.

5. Концептуальные подходы к снижению угроз, исходящих от выведенных из эксплуатации объектов флота с ЯЭУ и радиационно-загрязненных территорий в Дальневосточном регионе

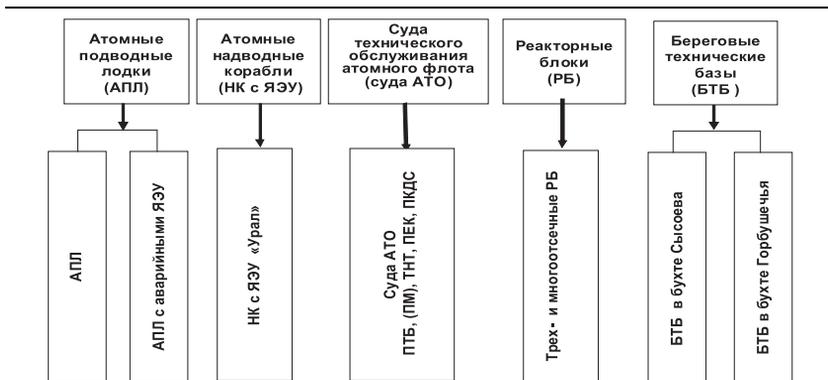


Рис. 5.6. Основные объекты комплексной утилизации и реабилитации

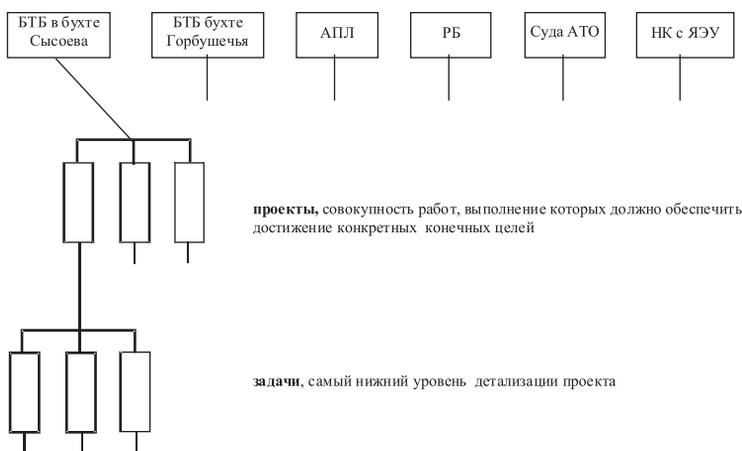


Рис. 5.7. Схема взаимосвязи объектов, проектов и задач

В качестве верхнего уровня выбраны объекты утилизации и экологической реабилитации, в состав которых входят АПЛ, НК с АЭУ, суда АТО, БТБ и РБ. При этом РБ выделены в самостоятельную группу объектов утилизации в связи с тем, что на начальном этапе утилизации АПЛ при отсутствии пунктов длительного хранения было принято решение создавать трехотсекные реакторные блоки, которые затем предстоит перевести в реакторные отсеки, что потребует дополнительного этапа утилизации.

Каждый из объектов утилизации в процессе работ может быть источником образования ОЯТ, ТРО, ЖРО и вредных химически веществ включая токсичные отходы. В связи с особым положением всех видов отходов в комплексе проводимых работ при обосновании приоритетов возникло предложение на определенном этапе отнести их к категории самостоятельных объектов обращения. Это связано с тем, что в соответствии с технологическими цепочками они по завершении разделки практически всех объектов теряют свою первоначальную принадлежность к ним и объединяются с другими аналогичными материалами в самостоятельные группы (группы ОЯТ, РАО и вредных химических веществ).

Следующий по масштабу уровень — мероприятия (проекты), реализация которых обеспечивает достижение конечных целей при утилизации объекта. В качестве примера на **рис. 5.8—5.11** приведены перечни актуальных укрупненных мероприятий утилизации атомных подводных лодок, судов АТО, а также экологической реабилитации береговых технических баз.

Третий уровень включает относящиеся к объектам и мероприятиям перечни некоторых конкретных проектов. На **рис. 5.11** в качестве примера приведен перечень проектов в составе мероприятия «Обращение с ОЯТ в бухте Сысоева».

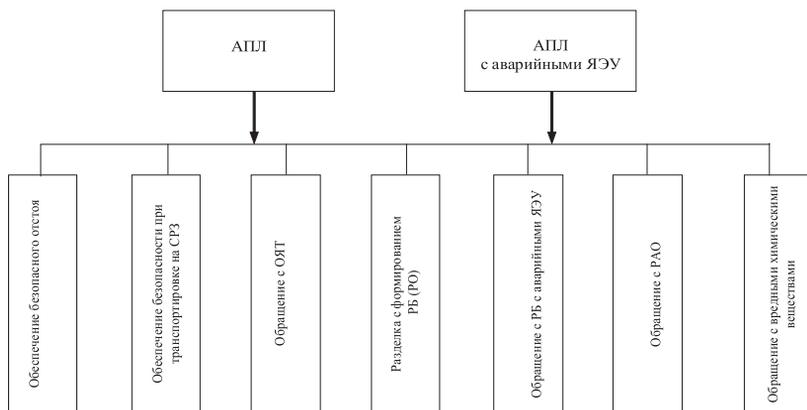


Рис. 5.8. Актуальные мероприятия при утилизации атомных подводных лодок

5. Концептуальные подходы к снижению угроз, исходящих от выведенных из эксплуатации объектов флота с ЯЭУ и радиационно-загрязненных территорий в Дальневосточном регионе

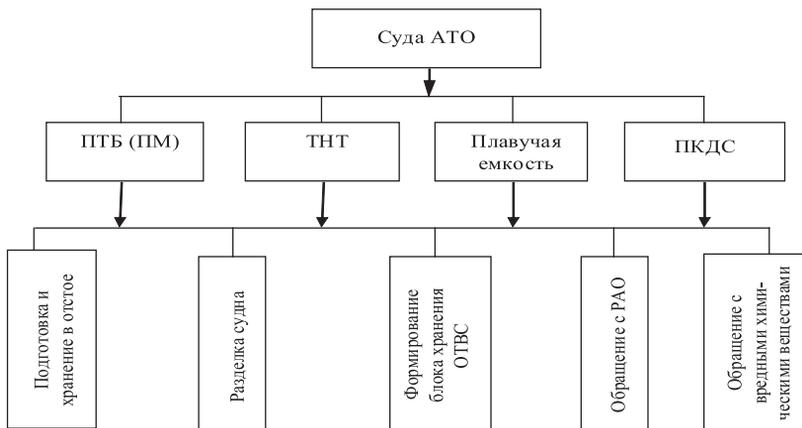


Рис. 5.9. Актуальные мероприятия при утилизации судов АТО

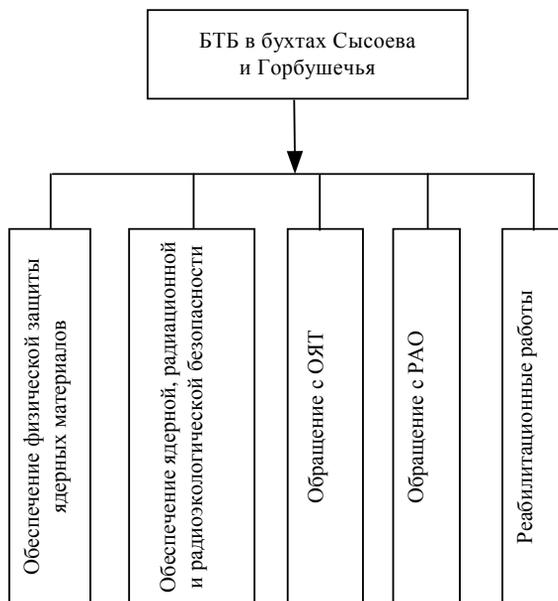


Рис. 5.10. Актуальные мероприятия при реабилитации береговых баз

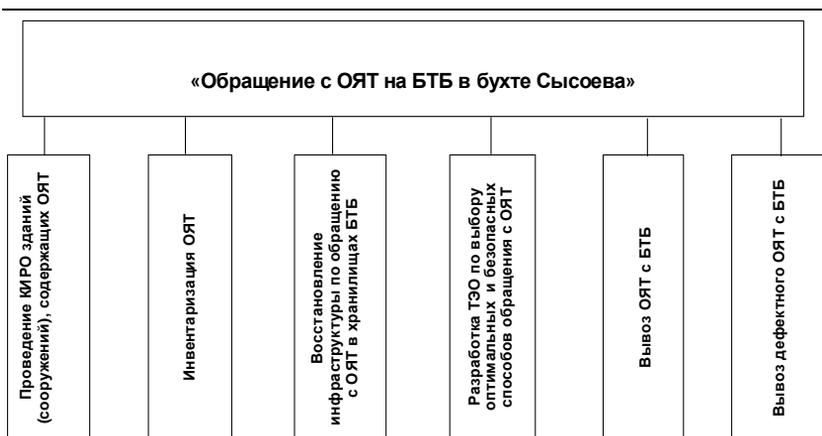


Рис. 5.11. Перечень основных проектов, обеспечивающих «Обращение с ОЯТ на БТБ в бухте Сысоева» (КИРО — комплексное инженерно-радиационное обследование, ТЭО — технико-экономическое обоснование)

Организационный порядок и технология выполнения основных работ на этапах комплексной утилизации АПЛ и экологической реабилитации БТБ, а также основные цели этих работ, как уже отмечалось, определены «Концепцией комплексной утилизации атомных подводных лодок и надводных кораблей с ядерными энергетическими установками» от 30 января 2001 г. и «Концепцией экологической реабилитации береговых технических баз Тихоокеанского региона России» от 25 февраля 2004 г., утвержденными министром Российской Федерации по атомной энергии [80, 81].

Для достижения конечных целей концепций и исходя из приоритета охраны жизни и здоровья нынешнего и будущих поколений, охраны окружающей среды от вредного воздействия радиационных источников, ядерных материалов и радиоактивных веществ необходимо соблюдать следующие основные принципы при организации работ по утилизации, реабилитации и непосредственном обращении с радиационными источниками, ядерными материалами и радиоактивными веществами:

- снижение до приемлемого уровня вредного воздействия радиационных источников, ядерных материалов и радиоактивных веществ на здоровье человека и окружающую среду сейчас и в будущем; при этом нежелательно возлагать чрезмерное бремя на последующие поколения;
- обеспечение приемлемого уровня защиты человека от вредного воздействия радиационных источников, ядерных материалов и радиоактивных веществ в соответствии с принципами оптимизации, нормирования и обоснованности деятельности;

- учет возможных последствий для здоровья человека и окружающей среды за пределами Российской Федерации;
- непревышение предсказуемых последствий для здоровья будущих поколений тех уровней последствий, которые приемлемы в наши дни;
- наличие соответствующей правовой структуры, предусматривающей распределение обязанностей между государственными органами, осуществляющими управление и регулирование в сфере безопасности;
- образование РАО, подлежащих захоронению, должно удерживаться на минимальном практически достижимом уровне, их характеристики должны соответствовать нормам и правилам в области использования атомной энергии и обращения с РАО, действующими в Российской Федерации.

В настоящее время назрела необходимость создания системы управления риском, целью которой являлось бы устойчивое развитие общества при обеспечении безопасности человека и окружающей среды в условиях повышения качества жизни каждого индивидуума. Предлагается в основу реализации этой задачи положить четыре принципа управления риском [82].

Первый принцип — оптимизация соотношений выгоды и ущерба. Стратегическая цель управления риском — стремление к повышению уровня благосостояния общества при следующем условии: никакая практическая деятельность, направленная на реализацию цели, не может быть оправдана, если выгода от нее для общества в целом не превышает вызываемого ею ущерба (оправданность практической деятельности).

Второй принцип — оптимизация защиты от опасности. Тактическая цель управления риском — стремление к увеличению среднестатистической продолжительности жизни, в течение которой личность может вести полноценную деятельность.

Третий принцип — региональность. Политика в области управления риском будет эффективной и последовательной только в том случае, если в управление включен весь совокупный спектр существующих в регионе опасностей и вся информация о принимаемых решениях в этой области без ограничений будет доступна самым широким слоям населения (региональный императив).

Четвертый принцип — экологический императив. Политика в области управления риском должна реализовываться в рамках строгих ограничений техногенного воздействия на природные экосистемы.

Ниже предложен выбор очередности и последовательности реализации различных мероприятий (проектов) с учетом ряда факторов, основные из которых приведены на **рис. 5.4.**

Ввиду наличия большого количества качественно различающихся объектов утилизации и реабилитации был принят компромиссный вариант, при котором учет мнений экспертов и позиций ведомств сочетается с использованием апробированных качественных подходов и количественных методов анализа. При этом основное внимание было уделено фактору безопасности, что и легло в основу формирования методологии выбора приоритетов. Общая схема логической последовательности действий при формировании перечней приоритетных мероприятий (проектов) приведена на рис. 5.12.

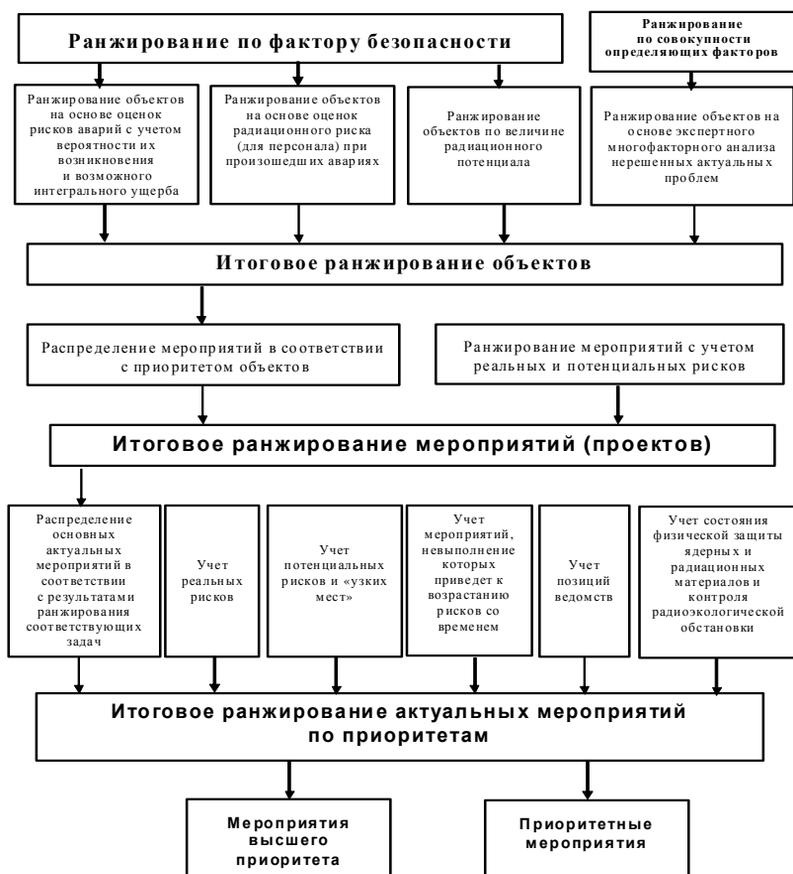


Рис. 5.12. Структурно-логическая схема обоснования приоритетов и состава ПКУ

Особенностью принятого подхода является то, что ранжирование проводится на всех уровнях классификации сверху вниз по цепочке объекты — мероприятия — проекты. При этом обоснование приоритетов на каждом из этих уровней осуществляется с использованием соответствующих методических подходов, отвечающих особенностям рассматриваемых уровней (линейное распределение параметров по возрастанию/уменьшению аргумента, функции, учет весовых коэффициентов, логическое совпадение, независимость событий и пр.).

На первом этапе для основных объектов утилизации необходимо оценивать вероятности возникновения аварийных ситуаций, возможные радиационные и интегральные последствия и соответствующие риски. Необходимо определять величину радиационного потенциала каждого из объектов, его техническое состояние и пр. С использованием многофакторного анализа должен формироваться иерархический перечень объектов, определявший их реальную и потенциальную опасность. С учетом всех факторов к первоочередным должны быть отнесены мероприятия, выполнение которых обеспечивает снижение реальной и потенциальной опасности, исходящей от объектов утилизации или реабилитации.

Дальнейший этап — обобщение перечня мероприятий, решение которых учитывает результаты предыдущего ранжирования объектов и приводит к ликвидации выявленных узких мест, нерешенных проблем и обеспечивает повышение эффективности технологических цепочек обращения с объектами утилизации.

Для наглядной иллюстрации изложенного подхода был разработан предварительный перечень актуальных мероприятий и проектов по решению радиозологических проблем Дальневосточного региона:

1. Обеспечение ядерной и радиационной безопасности при обращении с ОЯТ.
2. Создание берегового пункта изоляции аварийных АПЛ в бухте Разбойник.
3. Транспортировка АПЛ и трехотсечных блоков к местам утилизации.
4. Создание ПДХ РО в бухте Разбойник. Формирование РО и хранение в ПДХ РО.
5. Создание регионального центра переработки, кондиционирования и хранения ТРО в Дальневосточном регионе.
6. Обращение с РАО на объекте в бухте Сысоева.
7. Обращение с РАО в филиале ФГУП «ДальРАО» в Вилючинске.

8. Подготовка к хранению в отстое судов АТО, их хранение и разделка. Обращение с РАО судов АТО.
9. Обеспечение безопасных условий работы персонала.
10. Реабилитация зданий, сооружений, территорий и акваторий в бухте Сысоева.
11. Реабилитация зданий, сооружений, территорий филиала ФГУП «Даль-РАО» в Вилючинске.
12. Обеспечение физической защиты объектов филиала ФГУП «ДальРАО» в бухтах Сысоева и Разбойник.
13. Обеспечение физической защиты объектов филиала ФГУП «ДальРАО» в Вилючинске.
14. Радиационный мониторинг в Дальневосточном регионе.
15. Обращение с вредными химическими веществами.
16. Разработка ТЭО по обоснованию оптимальных и безопасных способов обращения с ОЯТ в хранилище в бухте Сысоева.
17. Разработка регламента и поставка технических средств для перемещения ОЯТ в сооружении БТБ.
18. Разработка проекта строительства пункта изоляции аварийных АПЛ.
19. Постановка аварийных АПЛ в док и проведение радиационного обследования для оценки возможности формирования трехотсечных блоков и возможных объемов образующихся ТРО.
20. Формирование трехотсечных (многоотсечных) реакторных блоков аварийных АПЛ и постановка блоков в пункт изоляции.
21. Разработка и согласование документов по обеспечению мер безопасности при транспортировке АПЛ (трехотсечных блоков) к местам утилизации.
22. Разработка и изготовление или аренда транспортного судна для транспортировки АПЛ и трехотсечных блоков к местам утилизации.
23. Разработка проектной документации по формированию РО и их длительному хранению.
24. Поставка судовозного оборудования для транспортировки РО по стапельной площадке ПДХ РО.
25. Завершение работ по созданию наземного пункта длительного хранения РО.
26. Выбор места строительства регионального хранилища для долговременного хранения и захоронения радиоактивных отходов, не подлежащих дальнейшей переработке.

27. Создание опытно-промышленного комплекса переработки РАО на объекте в бухте Сысоева.
28. Разработка технико-экономического обоснования, необходимой проектной и конструкторской документации по созданию регионального центра переработки, кондиционирования и хранения ТРО в Дальневосточном регионе.
29. Инвентаризация ТРО в процессе сортировки и кондиционирования РАО на объекте в бухте Сысоева.
30. Разработка концепции, выбор места и разработка проектной документации для создания регионального могильника РАО.
31. Разработка и реализация проекта по строительству заглубленного хранилища ТРО в бухте Сысоева.
32. Разработка проекта по переработке высокоактивных урансодержащих ЖРО.
33. Разработка проекта для сооружения площадки для временного хранения РИТЭГов.
34. Разработка проекта по сортировке ТРО, их кондиционированию, упаковке и транспортировке на переработку на БТБ в бухте Сысоева.
35. Прием на хранение в отстое судов АТО в ПВХ бухты Разбойник.
36. Радиационное обследование судов АТО.
37. Разработка проектной и конструкторской документации по утилизации судов АТО в ПДХ РАО бухты Разбойник.
38. Разработка конструкторской документации на конвертовку, подготовку и хранение на плаву. Конвертовка судов АТО.
39. Реконструкция и оборудование санпропускников и пунктов радиационного контроля.
40. Строительство «горячей камеры» для обращения с высокоактивными ТРО.
41. Проведение комплексного инженерного и радиационного обследования зданий, сооружений, территории и акваторий БТБ в бухте Сысоева.
42. Разработка проекта по реабилитации зданий и сооружений второй очереди. Вывод из эксплуатации неиспользуемых радиационно-опасных объектов ФГУП «ДальРАО».
43. Разработка и реализация проекта по строительству временного хранилища выведенных из эксплуатации РИТЭГов.

44. Подготовка инфраструктуры и технических средств к сортировке, контейнерированию и транспортировке РИТЭГов и ТРО в хранилища бухты Сысоева.

45. Разработка проекта вывода из эксплуатации хранилищ ТРО после их отправки на переработку в бухте Сысоева из Вилючинска.

46. Реализация проектов обеспечения физической защиты объектов в бухтах Сысоева и Разбойник.

47. Реконструкция системы физической защиты на объектах в бухтах Сысоева, Разбойник и Горбушечья.

48. Корректировка проекта обеспечения физической защиты объектов БТБ в Вилючинске с учетом плана строительства площадки временного хранения РИТЭГов.

49. Реализация проектных решений по обеспечению физической защиты объектов филиала.

50. Создание объектовых, региональных систем мониторинга и кризисных ситуаций Дальневосточного региона в Приморском крае.

51. Расширение элементов автоматизированной системы контроля радиационной обстановки на радиационно-опасных объектах ФГУП «ДальРАО» и других объектах.

52. Разработка технико-экономического обоснования обращения с токсичными отходами и создания площадок для их хранения.

53. Разработка концепции и технологий, выбор места и разработка проектной документации объектов по окончательному уничтожению и захоронению токсичных отходов.

На окончательном этапе при формировании перечня приоритетных мероприятий дополнительно необходимо учитывать позиции координатора работ (Росатома), министерств и ведомств, в чьем ведении находятся объекты, контролирующих и надзорных органов, региональных властей, рекомендации Контактной экспертной группы МАГАТЭ, а также мнение стран-доноров, участвующих в финансировании работ.

Перечень приоритетных мероприятий — только первый шаг в нужном направлении. Чтобы правильно, быстро и эффективно продвигаться в направлении безопасного решения радиоэкологических проблем региона, необходимо формирование Стратегической программы комплексной утилизации АПЛ в Дальневосточном регионе.

5.4. Концепция формирования Стратегической программы комплексной утилизации АПЛ в Дальневосточном регионе

Стратегическая программа комплексной утилизации АПЛ должна представлять собой увязанный по задачам, ресурсам и срокам осуществления комплекс научно-исследовательских, опытно-конструкторских, производственных, социально-экономических, организационно-хозяйственных и других мероприятий, обеспечивающих эффективное решение системных проблем в области повышения национальной и международной безопасности за счет уменьшения (в пределе — полного исключения) радиоэкологической опасности от выведенных из эксплуатации АПЛ, НК с ЯЭУ, судов АТО и береговых объектов инфраструктуры по обращению с ОЯТ и РАО в Дальневосточном регионе России.

В отличие от операционных и целевых программ Стратегическая программа должна отвечать на вопрос, *что* надо делать для достижения целей. На более низких уровнях планирования формируется ответ на вопрос, *как* надо делать, т. е. стратегическое планирование конкретизируется.

Основные особенности ПКУ по сравнению с ранее существовавшими или существующими целевыми программами таковы [137]:

- ориентация на достижение всех конечных целей, определенных существующими концепциями комплексной утилизации АПЛ и экологической реабилитации радиационно-опасных объектов, а также целей, сформулированных или уточненных в процессе разработки ПКУ;
- отсутствие объявленных ограничений по срокам действия и реализации программы;
- обеспечение адаптации ПКУ к изменяющимся условиям финансового и иного материального обеспечения;
- возможность учета, в том числе в автоматизированном режиме, взаимного влияния друг на друга подготавливаемых к реализации программных мероприятий (проектов) и имеющегося потенциала промышленной инфраструктуры;
- использование информационной системы управления программой;
- учет большого числа факторов при определении приоритетов, таких как технологическая логика, реальные и потенциальные риски, наличие узких мест, интересы ведомств и общественности региона, интересы стран-доноров;

- охват всех радиационно-опасных объектов региона, имеющих отношение к объектам флота, выведенным из эксплуатации и процессам обращения с ними.

Поскольку разрабатываемая ПКУ должна стать для Росатома одним из основных инструментов по управлению деятельностью, связанной с утилизацией АПЛ, НК с ЯЭУ, судов АТО и экологической реабилитацией радиационно-опасных объектов на Дальнем востоке России, объем и содержание ПКУ целесообразно строить на основе требований российских нормативно-правовых документов, определяющих порядок формирования федеральных и ведомственных целевых программ [109].

5.4.1. Содержание ПКУ

Для реализации ПКУ в соответствии с российскими нормативными документами в Программу комплексной утилизации предлагается включить следующие разделы:

1. Характеристика проблемы, на решение которой направлена ПКУ.
2. Основные цели и задачи ПКУ с выделением этапов и сроков ее реализации, а также целевых индикаторов и показателей хода реализации программы.
3. Перечень программных мероприятий (проектов).
4. Обоснование ресурсного обеспечения ПКУ.
5. Механизм реализации ПКУ включая механизмы управления программой и взаимодействия государственного заказчика как с органами федеральной и исполнительной региональной власти, так и со странами-донорами и международными организациями.
6. Оценка социально-экономической и экологической эффективности ПКУ.
7. Анализ возможных рисков и механизмов их смягчения.

Первый раздел содержит развернутую постановку проблемы включая анализ причин ее возникновения, обоснование ее взаимосвязи с национальными и межнациональными приоритетами в сфере повышения ядерной и радиационной безопасности, предотвращения распространения ядерных материалов и террористических действий. В этом разделе также содержится обоснование необходимости решения проблемы программно-целевым методом и анализ возможных вариантов этого решения.

Второй раздел содержит развернутые формулировки основных целей программы, а также задач, решение которых обеспечивает достижение

поставленных целей. Для возможности оценки хода выполнения (реализации) ПКУ в этом разделе приводятся целевые индикаторы и индикаторы хода выполнения программы на основании количественных характеристик по всем видам деятельности в рамках ПКУ — по утилизации АПЛ, НК с ЯЭУ, судов АТО, по реабилитации радиационно-опасных объектов, по обращению с ОЯТ, РАО, токсичными отходами.

Раздел содержит обоснование необходимости решения сформулированных задач для достижения целей программы, обоснование сроков решения задач и реализации программы с описанием основных этапов и указанием прогнозируемых значений целевых индикаторов и показателей для каждого этапа. При формировании целей ПКУ учитываются их специфичность (цели должны соответствовать компетенции государственного заказчика, а также интересам международных организаций и стран-доноров), достижимость (цели должны быть потенциально достижимыми), измеримость (возможность проверки достижения цели), привязка к временному графику (должны быть установлены сроки достижения целей и этапы реализации программы).

Третий раздел содержит перечень проектов, которые необходимо реализовать для решения задач программы и достижения поставленных в ней целей. В соответствии со структурой бюджета Российской Федерации мероприятия ПКУ должны быть разделены на следующие направления, сгруппированные с учетом статей расходов:

- научно-исследовательские и опытно-конструкторские работы в обеспечение реализации программы;
- капитальное строительство объектов промышленной инфраструктуры, создание которых необходимо для реализации программы;
- прочие нужды (утилизация АПЛ, НК с ЯЭУ, судов АТО, подготовка к долговременному хранению реакторных отсеков, обращение с ОЯТ, РАО, токсичными отходами, реабилитация радиационно-опасных объектов береговой инфраструктуры).

Все проекты увязываются по срокам и ресурсам и обеспечивают решение всех задач ПКУ в целом.

В случае необходимости в ПКУ включается план подготовки и принятия нормативных правовых актов, а также нормативно-технических документов, наличие которых должно способствовать достижению поставленных целей в возможно короткие сроки и с минимальными материальными затратами.

По результатам формирования перечня мероприятий (проектов) в ПКУ в виде приложений представляются их описания, содержащие следующую информацию:

1. Название проекта.
2. Получатель по проекту.
3. Цели, задачи; описание и содержание проекта.
4. Взаимосвязи с другими проектами ПКУ.
5. Ожидаемые результаты, график реализации.
6. Оценка стоимости.
7. Дополнительная информация.

Четвертый раздел содержит обоснование ресурсного обеспечения, необходимого для реализации программы, сроки и источники финансирования. В разделе обосновывается необходимость привлечения (помимо средств федерального бюджета) внебюджетных средств и средств международной технической помощи.

Пятый раздел содержит сведения о правах и ответственности государственного заказчика — координатора программы, о его взаимоотношениях с другими органами федеральной и исполнительной региональной власти, международными организациями и странами-донорами.

Кроме того, этот раздел ПКУ содержит описание механизма реализации Программы комплексной утилизации с использованием ИСУП.

Применение единой компьютерной системы управления проектами обеспечивает более высокую эффективность работ по утилизации и реабилитации радиационно-опасных объектов, в частности:

- координацию всех проектов, ведущихся на предприятиях;
- определение приоритетов при распределении ресурсов;
- идентификацию и контроль рисков, а также своевременное реагирование на неблагоприятные события;
- повышение эффективности коммуникаций по проектам на различных уровнях организационной структуры;
- оптимизацию использования человеческих и материальных ресурсов на протяжении всего жизненного цикла проекта.

Механизм реализации ПКУ включает операции планирования и сопровождения работ. При планировании особое внимание должно быть обращено на три направления:

Планирование предметной области, включающее:

- определение целей проектов с указанием измеряемых показателей их достижения;
- формулировку условий и ограничений;
- выбор критериев оценки промежуточных результатов;
- структурную декомпозицию работ;
- распределение функциональных обязанностей и ответственности.

Календарное планирование работ, включающее:

- уточнение ограничений по времени, ресурсам и способам их потребления;
- определение последовательности выполнения работ и их взаимосвязей на основе структурной декомпозиции работ;
- определение потребностей работ в ресурсах;
- определение продолжительности выполнения работ;
- разработку расписания работ;
- оптимизацию расписания работ по временным и ресурсным показателям.

Планирование стоимости и финансирования, включающее:

- оценку стоимости ресурсов и определение источников финансирования;
- разработку укрупненного графика финансирования;
- планирование ресурсов с определением их стоимости;
- оценку стоимости проектов;
- формирование бюджета проектов (сметной стоимости, распределенной по периодам выполнения проектов).

Поскольку подпрограммы имеют много принципиальных различий, все виды планирования выполняются для каждой подпрограммы в отдельности, а потом результаты планирования обобщаются для всей ПКУ там, где это возможно.

Шестой раздел содержит методику оценки социально-экономической и экологической эффективности реализации программы, разработанную на основе определенных и обоснованных количественных показателей хода выполнения работ и целевых индикаторов (см. второй раздел). Целевые индикаторы и показатели хода выполнения работ привязаны к результатам и отражают следующие характеристики (оценки) хода выполнения и реализации ПКУ:

- «отлично» — программа реализуется в планируемые сроки и в запланированных объемах; цели программы полностью достигнуты;
- «хорошо» — программа в основном реализуется в планируемые сроки и в запланированных объемах; цели программы в основном достигнуты;
- «удовлетворительно» — программа реализуется частично;
- «неудовлетворительно» — выполнение программы сорвано.

В этом разделе также отражается, какие стратегические цели Российской Федерации и международного сообщества будут достигнуты при реализации ПКУ.

В **седьмом разделе** рассматриваются возможные программные риски и мероприятия по их смягчению. Влияя на такие показатели, как сроки выполнения задач, затраченные ресурсы и полученное качество, риски должны определяться для трех аспектов проектов: расписания, ресурсов и бюджета.

В любом проекте риски делятся на внутренние и внешние. Внутренние риски — это события, зависящие от руководителя проекта и участвующей в нем команды. Внешние риски не зависят ни от руководителя, ни от команды проекта.

Планирование рисков должно включать три основных составляющих: идентификацию рисков, их оценку и разработку мер реагирования на те риски, которые этого требуют.

Идентификация рисков заключается в составлении перечня событий риска, актуальных для данного проекта. Эта не разовая операция. Она должна выполняться в течение всего жизненного цикла проекта.

Оценка рисков — это определение степени их влияния на ход и результаты проекта. На основании этих оценок делаются выводы о том, какие проектные риски требуют реагирования, а какие нет. Чтобы обоснованно оценить степень влияния рисков, нужны соответствующие количественные оценки. В качестве таких оценок обычно используют ожидаемое денежное выражение или статистические суммы. Ожидаемое денежное выражение вычисляется как произведение вероятности данного риска и финансовой оценки события риска. Статистические суммы могут использоваться по-разному, например, для оценки разброса затрат проекта, исходя из оценок затрат на выполнение отдельных задач с учетом событий риска.

Разработка мер реагирования на риски — это определение действий, которые нужно предпринять, чтобы ослабить негативные последствия событий риска. Меры реагирования на неблагоприятные события риска обычно попадают в одну из следующих категорий:

- Устранение риска посредством исключения его потенциальной причины. Эта мера реагирования не всегда достижима.
- Уменьшение влияния риска посредством снижения ожидаемого денежного выражения события риска. Такая мера реагирования может быть реализована через уменьшение вероятности рискового события и/или путем уменьшения потенциальных потерь.

Принятие риска может быть активным или пассивным. В первом случае при наступлении события риска выполняется комплекс заранее спланированных мероприятий. В случае принятия риска по пассивному сценарию в планах проектов просто предусматриваются резервы для компенсации рисков затрат или закладывается заниженный результат выполнения этих проектов.

Согласно стандарту управления проектами РМВОК все запланированные антирисковые мероприятия должны быть добавлены в планы проектов или программы в виде отдельных задач. Планирование этих антирисковых мероприятий — нестандартная творческая задача.

Для каждого идентифицированного риска можно задать статус обработки, категорию, ответственного, вероятность возникновения, опасность для проекта, затраты по риску. Состав риска можно описать и задать план противодействия риску, а также план действий в случае, если риск реализовался.

В ходе разработки подпрограмм разрабатывается и реализуется план мероприятий по предупреждению указанных рисков, а также предусматриваются соответствующие ассигнования на реализацию указанных планов, контролируется эффективность их исполнения в порядке, установленном для планирования, организации исполнения и контроля программных мероприятий по каждой подпрограмме.

5.4.2. Структура ПКУ

Разработка ПКУ основывается на целостной концептуальной стратегии, охватывающей все программные области и описывающей структуру программы целиком.

ПКУ разрабатывается в виде единой программы, включающей в себя все проекты, реализация которых обеспечит достижение сформулированных и обоснованных конечных целей по следующим направлениям:

- утилизация АПЛ, трех- и многоотсечных реакторных блоков;
- подготовка к хранению на плаву и последующая утилизация судов АТО;
- утилизация НК с ЯЭУ;
- экологическая реабилитация БТБ в бухте Сысоева;
- экологическая реабилитация ПВХ ОЯТ и РАО на Камчатском полуострове;
- обращение с ОЯТ, выгруженным и выгружаемым из реакторов утилизируемых АПЛ, НК с ЯЭУ, а также хранящимся на ПВХ поселка Гремиха и г. Андреева;

- обращение с РАО, образующимися при утилизации АПЛ, судов АТО, НК с ЯЭУ и накопленными ранее при эксплуатации и ремонте кораблей ВМФ;
- обращение с токсичными отходами, образующимися при утилизации АПЛ, судов АТО, НК с ЯЭУ и накопленными ранее при эксплуатации и ремонте кораблей ВМФ;
- повышение безопасности (физической защиты) хранения ядерных и радиоактивных материалов, а также совершенствование систем радиоэкологического мониторинга в местах проведения работ по реализации ПКУ;
- совершенствование нормативно-правовой базы по вопросам категорирования и обращения с ТРО, а также порядка согласования и утверждения проектов.

По каждому из упомянутых направлений определяются конечные количественные цели, а также проекты, реализация которых обеспечивает достижение этих целей. В итоге разработки ПКУ заказчику будет представлена программа, включающая:

- перечень, последовательность выполнения и описание всех проектов, реализация которых обеспечит достижение конечных целей как по отдельным направлениям работ, так и по ПКУ в целом;
- декомпозицию каждого проекта на важные составляющие, т. е. работы и задачи каждого проекта (по возможности);
- оценку стоимости и продолжительности реализации как отдельных проектов и их составляющих, так и ПКУ в целом;
- стратегию и требования к лицензированию на всех этапах реализации ПКУ в соответствии с российскими нормативно-правовыми документами;
- список видов рисков и стратегию смягчения рисков, связанных с реализацией ПКУ.

В целом ПКУ должна состоять из девяти подпрограмм, разработанных с учетом взаимосвязей и взаимозависимостей в период их реализации

Для каждой подпрограммы по заранее определенным характеристикам проектов может быть построены диаграммы Ганта — графическое представление расписания выполняемых проектов и их составляющих. Диаграмма подпрограммы по каждому из проектов может включать фазы, работы и задачи, учет выполнения которых необходим в ходе их реализации. Перечень работ и тем более задач в диаграмме по каждому проекту не должен быть избыточным, ибо большое количество неактуальной информации только затруднит использование ИСУП.

Если программа рассчитана на длительный срок и многие параметры проектов еще не определены, диаграмма может строиться при определенных допущениях. Они могут касаться даты начала отдельных проектов, их содержания, продолжительности и даже стоимости. В этом случае программа должна корректироваться сразу после получения каждой уточняющей детали. При разработке системы управления проектами, объединенными в подпрограммы, она должна обладать рядом характерных особенностей, отличающих ее от автономных систем управления проектами. Наиболее существенными из них являются следующие.

Поддержка глобальных многоуровневых структур. Система управления ПКУ должна обеспечивать планирование, анализ и контроль всех проектов в рамках единой иерархической структуры. Эта структура должна поддерживать планирование как сверху вниз, так и снизу вверх, а также предоставлять возможность сравнивать альтернативные варианты, чтобы выбрать из них наиболее способствующий достижению проектных целей, поставленных на более высоком уровне.

Иерархический подход к управлению проектами позволяет формировать бюджеты на любом уровне детализации. Менеджеры могут проследить, как распределяется бюджет между различными проектами и задачами, а также отслеживать источники финансирования конкретных проектов и задач.

Глобальная многоуровневая структура системы управления складывается из нескольких специализированных структур:

1. Структуры подпрограмм, где каждый уровень декомпозируется на проекты. Эта структура используется для бюджетирования проектов, многопроектного управления и определения прав доступа к информации.
2. Структуры декомпозиции работ — средства детальной декомпозиции проектов на фазы, работы и задачи.
3. Организационной структуры, определяющей иерархию ответственных менеджеров. В рамках глобальной структуры системы управления должно быть четко определено соответствие между элементами организационной структуры и структуры декомпозиции работ.
4. Структур кодирования ресурсов, ролей ресурсов и квалификаций.

Готовность к интеграции. Система управления ПКУ должна иметь возможность интеграции с финансовыми и другими системами предприятий, выполняющими работы по утилизации и реабилитации объектов. Вопросы интеграции играют важную роль в обеспечении оперативности и качества передачи информации в рамках всей системы.

Распределение функций системы по ролям. Поскольку в реализации проектов участвует большое число сотрудников разного уровня ответственности, система управления ПКУ должна включать в свой состав как web-, так и Windows-приложения, обеспечивающие ролевой доступ к данным для удовлетворения потребностей всех пользователей в соответствии с их полномочиями и обязанностями.

Исполнители работ должны иметь доступ к списку задач на отчетный период с возможностью отчитываться в их фактическом выполнении. Аналитикам должны быть доступны средства моделирования возможных рисков и вероятных сценариев развития взаимосвязанных проектов с учетом их влияния друг на друга. Руководители проектов должны иметь возможность исследовать различные сценарии развития событий, чтобы завершить проект в заданные сроки. Высшему руководству необходимы лаконичные и удобные формы представления информации о подпрограммах, а также отчеты по отклонениям, дающие возможность проследить ход выполнения отдельных проектов и соблюдение заданных бюджетных и временных ограничений.

Обмен информацией внутри системы управления в режиме реального времени. Ключевой признак глобальной многоуровневой системы — возможность предоставления менеджерам необходимой информации в режиме реального времени. Программное обеспечение должно быть построено на основе модели взаимодействия участников, поддерживающей двустороннюю связь между ними и удобный обмен данными между подразделениями.

Информационные потоки проходят через все заинтересованные подразделения, эффективно связывая все уровни управления. В результате руководители, принимающие решения, могут оценивать различные варианты развития событий и выбирать оптимальный вариант с точки зрения сроков, трудозатрат и стоимости.

Наглядное представление информации о состоянии проектов. Система управления должна обладать хорошим функционалом в области контроля выполнения проектов. Средства оценки состояния проекта — это инструмент, ориентированный на будущее. Он позволяет определить не только то, что произошло, но и почему это произошло. Кроме того, данные средства позволяют заблаговременно определять неблагоприятные тенденции в реализации проекта, когда еще есть время для принятия мер.

Заключение

В книге последовательно изложены особенности ядерно- и радиационно-опасных объектов Тихоокеанского флота, инфраструктуры обращения с ними, технологии этого обращения, описана радиационная обстановка в местах их дислокации, рассмотрены источники реальной и потенциальной опасности, исходящей от этих объектов, сценарии развития возможных аварийных ситуаций, их воздействие на персонал, население и окружающую среду, приведены методика и результаты численного моделирования переноса радионуклидов по атмосферному каналу и в акватории Тихого океана в результате таких аварий.

Описаны способы и методы утилизации АПЛ, НК с ЯЭУ и судов АТО, обращения с ОЯТ, РАО, РБ и аварийными АПЛ. Показаны узкие места и проблемы, осложняющие проведение работ по утилизации и реабилитации зараженных территорий на Дальнем Востоке. Обозначены основные пути решения возникших проблем, а также обоснован и изложен общий концептуальный подход, состоящий в необходимости стратегического планирования как основного инструмента последовательного снижения и ликвидации радиоэкологических угроз.

В результате рассмотрения и анализа состава, мощностей, оснащенности промышленной инфраструктуры, обеспечивающей эксплуатацию, вывод из эксплуатации и утилизацию объектов ВМФ с ЯЭУ, а также обращение с ОЯТ и РАО и реабилитацию радиационно-загрязненных территорий, можно с уверенностью утверждать, что в целом эта инфраструктура позволяет безопасно и эффективно решить имеющиеся радиоэкологические проблемы Дальневосточного региона. Естественно, требуются ее поддержание в работоспособном состоянии, постоянное совершенствование и рациональный подход к ее использованию. Кроме того, необходимы весьма значительные финансовые ресурсы и достаточно продолжительное время.

Важным выводом из приведенных материалов является то, что АПЛ и НК с ЯЭУ ТОФ и объекты, созданные для обеспечения их эксплуатации и утилизации, в безаварийном режиме работы не оказывают вредного радиационного воздействия на окружающую среду и население Дальнего Востока. Только авария в 1985 г. в бухте Чажма оказала заметное радиационное воздействие на окружающую среду. Но в результате принятых мер по локализации загрязнения, очистке, реабилитации зараженных участков территории удалось минимизировать отрицательные последствия. Остаточное радиоактивное загрязнение местности и акваторий с момента аварии и по настоящее время прочно связано почвой и грунтами и не ведет

к значимым радиоэкологическим последствиям для населения и окружающей природы. Восстановление нарушенной радиоэкологической обстановки происходит естественным путем.

Постоянное наблюдение за параметрами окружающей среды показывает, что радиационная обстановка за пределами закрытых административных территориальных образований на Дальнем Востоке не отличается от фоновой и полностью обусловлена естественным радиационным фоном и радионуклидами глобальных выпадений. На отдельных локальных участках бухт и заливов ЗАТО доза внешнего облучения от техногенных радионуклидов в донных отложениях превышает природный уровень. Однако суммарная доза техногенного облучения гидробионтов в целом остается низкой и лежит за пределами области дозы, в которых наблюдаются повреждающие эффекты облучения для морских организмов. Реабилитация этих акваторий происходит естественным путем.

Даже по консервативной оценке фактическое радиационное воздействие объектов ТОФ на окружающую среду в сотни раз меньше воздействия естественного радиационного фона, а дополнительные дозы облучения от него для критической группы населения не превышают 1% допустимого предела дозы, установленного как отечественными нормами, так и международными рекомендациями.

Что касается районов удаления РАО в дальневосточных морях, то в ходе радиационных обследований этих районов, в том числе и рядом международных экспедиций, установлено отсутствие влияния затопленных и слитых отходов на радиоактивность воды и донных отложений в этих районах. Концентрации радионуклидов в них определяются глобальными радиоактивными выпадениями от атмосферных ядерных испытаний, как и на всей акватории северо-западной части Тихого океана.

В монографии рассмотрены реальные и потенциальные ядерные и радиационные угрозы и риски, исходящие от выведенных из эксплуатации объектов флота, разработаны и проанализированы сценарии развития возможных аварийных ситуаций на различных этапах утилизации АПЛ, при обращении с ОЯТ и РАО и их транспортировке. Показано, что наиболее опасными с точки зрения воздействия на персонал, население и окружающую среду являются возникновение СЦР при выгрузке ОЯТ из АПЛ на СРЗ, а также террористический подрыв хранилища ОЯТ на плавтехбазе или БТБ, например, в результате падения на них крупного самолета. Вероятность таких аварий крайне мала и составляет $\sim 10^{-9}$ — 10^{-7} событий в год, что на несколько порядков меньше допустимого риска для АЭС, принятого МАГАТЭ.

В работе приведены обобщенные результаты численного моделирования процессов переноса радиоактивных загрязнений по воздуху и в водах Тихого океана в случае возникновения вышеупомянутых гипотетических аварий. При этом использованы наиболее современные и совершенные математические модели, наилучшим образом воспроизводящие реальные физические процессы.

Оказалось, что даже при самом неблагоприятном стечении обстоятельств для крупнейших гипотетических аварий опасные зоны воздействия на человека могут находиться на расстояниях не более 50 км от исходного места. При некоторых условиях в этих зонах может потребоваться принятие определенных организационных мер: ограничения времени пребывания людей в этих зонах, ограничения некоторых видов хозяйственной деятельности (добычи морепродуктов, рыбной ловли). Одновременно возможен трансграничный перенос радиоактивных веществ на расстояния в сотни и тысячи километров, который не вызовет значимых радиологических последствий, но может быть зарегистрирован приборами и окажет воздействие на население в виде психологической нагрузки, может вызвать социальное напряжение и негативную реакцию сопредельных государств.

Хотя вероятность возникновения гипотетических реактивных и радиационных аварий мала, существует ряд других угроз, исходящих от выведенных из эксплуатации ядерно- и радиационно-опасных объектов ТОФ. Их сценарии, вероятности и последствия также разобраны в монографии. Из этого рассмотрения со всей очевидностью вытекает необходимость планомерного снижения и ликвидации всех этих угроз.

Основной особенностью настоящей работы, отличающей ее от других, посвященных данной проблематике, является то, что в ней приведено не только описание предыстории, существующей реальной ситуации, угроз и рисков, проблем и трудностей, связанных с ликвидацией этих угроз, но и предложен целостный концептуальный подход безопасного решения проблемы в целом. Он состоит в необходимости применения наряду с целевым, операционным *стратегического планирования*, которое определяет направление работ не на ограниченный промежуток времени, а *вплоть до достижения конечных целей*. При этом обеспечивается широкий *охват всех составляющих проблемы* и оснащение программы *информационной системой управления*, дающей возможность подстраивать программу с изменением условий в ходе ее реализации.

Соответственно для эффективного и безопасного решения описанных проблем необходима разработка именно Стратегической программы комплексной утилизации АПЛ для Дальневосточного региона. Она должна

представлять собой увязанный по задачам, оптимизированный по ресурсам и срокам осуществления комплекс научно-исследовательских, опытно-конструкторских, производственных, социально-экономических, организационно-хозяйственных и других мероприятий, обеспечивающих эффективное решение системных проблем в области повышения национальной и международной безопасности за счет снижения (в пределе — полного исключения) радиоэкологической опасности от выведенных из эксплуатации АПЛ, НК с ЯЭУ, судов АТО и береговых объектов инфраструктуры по обращению с ОЯТ и РАО в Дальневосточном регионе Российской Федерации.

В работе описана методология определения приоритетов для многофакторного стратегического планирования при разработке ПКУ для Дальневосточного региона, изложена концепция формирования такой программы, ее структура. Для наглядной иллюстрации изложенного подхода был разработан предварительный перечень актуальных мероприятий и проектов по решению радиоэкологических проблем Дальнего Востока.

Основной вывод из изложенного материала таков. За несколько десятилетий штатной эксплуатации и вывода из эксплуатации Тихоокеанский атомный флот не оказал вредного радиоэкологического воздействия на окружающую природную среду ни в глобальном масштабе, ни на региональном уровне. При имевших место аварийных ситуациях не произошло чрезмерного облучения населения и гидробионтов. Для скорейшего и безопасного решения проблемы утилизации выведенных из эксплуатации кораблей с ЯЭУ, вывоза из региона ОЯТ, кондиционирования и изоляции РАО, реабилитации участков локальных загрязнений, т. е. для ликвидации остающихся радиоэкологических угроз и рисков, необходима безотлагательная разработка Стратегического Мастер-плана комплексной утилизации для Дальневосточного региона по аналогии с тем, что разработан для Северо-Запада России.

Литература

1. *Авраменко В. А.* и др. Переработка ЖРО утилизируемых АПЛ мобильными установками на основе сорбционно-реагентных технологий // Сборник трудов Международной конференции «Экологические проблемы утилизации АПЛ и развитие ядерной энергетики в регионе» 16—20 сентября 2002 г., г. Владивосток. М.: МЦЭБ Минатома России, 2003.
2. Анализ инфраструктуры, радиоэкологического состояния и перспектив комплексной утилизации АПЛ в Дальневосточном регионе: Финальный отчет ИБРАЭ РАН по договору № 44-2-0208. М., 2004.
3. Анализ, систематизация данных о состоянии радиационно-опасных объектов, задействованных в утилизации АПЛ, обращении с ОЯТ и РАО, как основных источников экологической опасности: Отчет по 1-му этапу контракта № 44-2-0208. М.: ИБРАЭ РАН, 2004.
4. Анализ экологической обстановки и определение ее факторов на объектах утилизации АПЛ при обращении с ОЯТ и РАО: Отчет по 2-му этапу контракта № 44-2-0208. М.: ИБРАЭ РАН, 2004.
5. *Андреев Н. Г., Вавилкин В. Н., Митенков Ф. М.* и др. Анализ процесса выхода активности из реакторного отсека АПЛ II поколения при длительном хранении на плаву после выгрузки ОЯТ // Материалы международного научного семинара 24—26 ноября 1997 г. «Анализ рисков, связанных с выводом из эксплуатации, хранением и утилизацией атомных подводных лодок». М.: ИБРАЭ РАН, 1999.
6. *Антропов В. А., Ибрагимов Е. А., Лямин П. Л., Александров П. И.* Проблемы утилизации надводных кораблей с ЯЭУ и судов атомного технологического обслуживания: Доклад на семинаре КЭГ. Владивосток, 2007.
7. *Антипов С. В., Незлин М. В., Родионов В. К.* и др. Солитоны России: устойчивость, столкновения, асимметрия и генерация течениями со сдвигом скорости // Журн. эксперим. и теорет. физ. 1983. Т. 84., вып. 4.
8. *Антипов С. В.* О состоянии и мерах по ускорению работ по утилизации атомных подводных лодок и надводных кораблей с ядерными энергетическими установками / Заседание Правительства РФ, Москва, 2003 г. // <http://www.minatom.ru>.
9. *Антипов С. В.* Утилизация АПЛ — финишной ленточки еще никто не пересек // Ядер. контроль. 2003. № 4.

10. *Антипов С. В., Королева Н. С.* Международное сотрудничество Российской Федерации в области утилизации атомных подводных лодок // Атом. энергия. 2004. Т. 97, вып. 5.
11. *Антипов С. В.* Результаты и перспективы международного сотрудничества в целях ликвидации угроз, исходящих от выведенных из эксплуатации радиационно-опасных объектов флота // Изв. РАН. 2005. № 5.
12. *Антипов С. В., Большой Л. А., Саркисов А. А.* Разработка Стратегического мастер-плана утилизации выведенного из эксплуатации российского атомного флота и реабилитации радиационно-опасных объектов обслуживающей его инфраструктуры / The National Academies Press. Washington, D.C., 2005.
13. *Антипов С. В., Саркисов А. А.* Обоснование подходов к стратегическому планированию комплексной утилизации АПЛ в Дальневосточном регионе / МНТП РАО; ИБРАЭ РАН. М., 2005.
14. *Антипов С. В., Саркисов А. А.* и др. Анализ экологической обстановки и определяющих ее факторов на объектах утилизации АПЛ при обращении с ОЯТ и РАО: Отчет / МНТП РАО; ИБРАЭ РАН. М., 2005.
15. *Антипов С. В., Саркисов А. А., Большой Л. А.* и др. Стратегические подходы решения задач комплексной утилизации выведенного из эксплуатации атомного флота в Северо-Западном регионе России // Изв. РАН. 2005. № 5.
16. *Антипов С. В., Головизнин В. М., Семенов В. Н.* и др. Модификация модели ветрового восполнения для компьютерной системы «Нострадамус». М., 2006. (Препринт / ИБРАЭ; № 2006-04.155).
17. *Антипов С. В., Дианский Н. А., Гусев А. В.* Особенности распространения радиоактивного загрязнения в северо-западной части Тихого океана // Известия РАН. Сер. Энергетика. 2006. № 6.
18. *Антипов С. В., Саркисов А. А.* и др. Проблемы обеспечения безопасности при обращении с ядерными и радиационно-опасными объектами в Дальневосточном регионе: Отчет по НИР, инв. № 3138 / ИБРАЭ РАН. М., 2006.
19. *Антипов С. В., Саркисов А. А., Ахунов В. Д.* и др. Обоснование приоритетов в ходе комплексной утилизации и экологической реабилитации объектов атомного флота // Атом. энергия. 2006. Т. 101, вып. 1.
20. *Арутюнян Р. В., Беликов В. В., Беликова Г. В.* и др. Компьютерная система «Нострадамус» для поддержки принятия решений при аварийных выбросах на радиационно-опасных объектах // Изв. РАН. Сер. Энергетика. 1995. Вып. 4.

21. Арутюнян Р. В., Данилян В. А., Высоцкий В. Л. и др. Анализ и оценка радиозоологических последствий ядерной аварии в бухте Чажма. М., 1998. (Препринт / ИБРАЭ; IBRAE-98-09).
22. Атлас океанов: Тихий океан / Отв. ред. адмирал флота Советского Союза С. Г. Горшков / Глав. упр. навигации и океанографии М-ва обороны СССР. М., 1974.
23. Ахунов В. Д. Проблемы комплексной утилизации АПЛ, судов атомного технологического обслуживания и реабилитации радиационно-опасных объектов ВМФ в Тихоокеанском регионе России // Сборник трудов международной конференции «Экологические проблемы утилизации АПЛ и развитие ядерной энергетики в регионе» 16—20 сентября 2002 г., г. Владивосток. М.: МЦЭБ Минатома России, 2003.
24. Баринов В. Н., Богатов С. А., Данилян В. А. и др. Анализ радиационного потенциала выведенных из эксплуатации АПЛ и реакторных блоков // Научные проблемы и нерешенные задачи утилизации кораблей с ЯЭУ и экологической реабилитации обслуживающей инфраструктуры: Материалы международного научного семинара, Москва, 22—24 апреля 2002 г. / ИБРАЭ. М., 2004.
25. Бать Г. А. Основы теории и методы расчета ядерных энергетических реакторов. М., 1982.
26. Беликов В. В., Беликова Г. В., Семенов В. Н. и др. Анализ сравнения нормативных моделей переноса радионуклидов в атмосфере с лагранжевой моделью, используемой в интегрированном пакете «НОСТРАДАМУС». М., 1996. (Препринт / ИБРАЭ; IBRAE-96-03).
27. Беликов В. В., Богатов С. А., Гаврилов С. Л. и др. Оценка радиологических последствий некоторых гипотетических инцидентов на объектах «ДальРАО». М., 2002. (Препринт / ИБРАЭ; IBRAE-2002-05).
28. Белов Н. С. Временная методика расчета газовых выбросов из наземных источников на объектах газовой промышленности / РАО ГАЗПРОМ. М., 1987.
29. Богатов С. А., Киселев В. П., Высоцкий В. Л. и др. Разработка сценариев максимальных гипотетических и радиационных аварий, связанных с обращением ОЯТ и РАО на Камчатском полуострове при утилизации АПЛ: Промежуточный отчет по контракту № 9-3-013. М.: ИБРАЭ РАН, 2004.
30. Богатов С. А., Гаврилов С. Л., Данилян В. А., Киселев В. П. Оценка выхода радионуклидов для ряда гипотетических аварий на объектах ВМФ. М., 2007. (Препринт / ИБРАЭ РАН; № IBRAE-2001-07)
31. Борисов В. В., Мазокин В. А., Нетеча М. Е., Орлов Ю. В. Радиационная обстановка и оценка работоспособности защитных барьеров реакторных отсеков АПЛ: Доклад на Международном семинаре «Послесловие к “Белой книге”». Новгород, 1998.

32. Булыгин В. К., Высоцкий В. Л., Годнев А. А. и др. Выгрузка аварийного отработавшего ядерного топлива атомных подводных лодок ВМФ из хранилищ ПТБ пр. 326 ПМ-32. Сосновый Бор, 2002.
33. Булыгин В. К., Стружка Ю. Н., Александров Н. И. и др. Выгрузка дефектного отработавшего ядерного топлива из хранилищ плавбаз пр. 326 ПМ-80 и ПМ-32 Тихоокеанского флота // Вопросы утилизации АПЛ / Атомэнергоиздат. 2004. № 2.
34. Бызова Н. Л., Гаргер Е. К., Иванов В. Н. Экспериментальные исследования атмосферной диффузии и расчеты рассеяния примеси. Л.: Гидрометеоиздат, 1991.
35. Волков Ю. Н., Высоцкий В. Л., Чайковская Э. Л. и др. Современное экологическое состояние и уровень радиоактивности морской среды залива Петра Великого: Науч.-техн. отчет о работах 31 рейса НИС «Академик Шокальский» ДВНИГМИ. Владивосток, 1994. Т. 1.
36. Вопросы радиационно-гигиенического обследования моря / Под ред. К. К. Аглинцева. М.: Воениздат, 1965.
37. Высоцкий В. Л., Алексеев С. А., Борисов А. В. Состояние радиоэкологической обстановки на территории города Вилючинска и прилегающей акватории бухты Крашенинникова. Вилючинск, 1996.
38. Высоцкий В. Л., Годнев А. А., Борисов А. В. и др. Состояние радиоэкологической обстановки на территории судоремонтного завода, в поселке Сельдевом и на акватории бухты Сельдевая. Вилючинск, 1996.
39. Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В. Анализ достоверности результатов измерений радиоактивности морской воды // Атом. энергия. 1997. Т. 83, вып. 4.
40. Высоцкий В. Л., Данилян В. А., Чайковская Э. Л. и др. Радиоэкологическая обстановка // Окружающая среда и здоровье населения Владивостока. Владивосток: ТИГ ДВО РАН, 1998.
41. Высоцкий В. Л., Данилян В. А. Проблемы безопасности при обращении с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами на ТОФ // Проблемы вывода из эксплуатации и утилизации атомных подводных лодок (Материалы международного научного семинара, Москва, 19—22 июня 1995 г.) / Под ред. А. А. Саркисова. М.: Ком-Тех, 1999.
42. Высоцкий В. Л., Данилян В. А. Радиоэкологические последствия затопливания радиоактивных отходов в Дальневосточном регионе: Доклад, представленный на межд. конф. PACON-99 (Москва, июнь 1999 г.).
43. Высоцкий В. Л., Данилян В. А. Состояние радиоэкологической обстановки в пунктах базирования, перезарядки и утилизации атомных подводных лодок на Тихоокеанском флоте России. Проблемы организации радиоэкологического обеспечения // Проблемы вывода из

- эксплуатации и утилизации атомных подводных лодок: Материалы международного научного семинара, Москва, 19—22 июня 1995 г. / Под ред. А. А. Саркисова. М.: ИБРАЭ РАН, 1999.
44. *Высоцкий В. Л., Данилян В. А., Максимов А. А.* Динамика изменений радиозоологической обстановки на территории береговых технических баз Дальневосточного региона. Доклад на международном семинаре FEESS'2000 (Far East Ecological Safety of Submarines), Москва, 2000 г.
 45. *Высоцкий В. Л., Булыгин В. К., Борисов А. В.* и др. Исследование влияния выгрузки дефектного отработавшего ядерного топлива с выведенной из боевого состава Тихоокеанского флота аварийной плавучей мастерской ПМ-80 на радиозоологическую обстановку в пункте ее временного базирования в бухте Конюшкова / ТОФ, НПП «Экоатом». Владивосток, 2002.
 46. *Высоцкий В. Л., Булыгин В. К., Максимов А. А.* и др. Радиозоологический мониторинг выгрузки дефектного отработавшего ядерного топлива из хранилищ выдержки аварийных плавучих мастерских // Материалы международного научного семинара, Москва, 22—24 апреля 2002 г. / Под. ред. А. А. Саркисова. М.: ИБРАЭ РАН, 2004.
 47. *Высоцкий В. Л., Данилян В. А., Максимов А. А.* и др. Анализ радиозоологической обстановки в пунктах отстоя атомных подводных лодок и реакторных блоков. Материалы международного научного семинара, Москва, 22—24 апреля 2002 г. / Под. ред. А. А. Саркисова. М.: ИБРАЭ РАН, 2004.
 48. *Высоцкий В. Л., Богатов С. В., Антипов С. В.* и др. Анализ экологической обстановки и определяющих ее факторов на объектах утилизации АПЛ при обращении с ОЯТ и РАО: Отчет МНТП РАО — ИБРАЭ РАН. М., 2005.
 49. *Ганул М. Н., Кучин Н. Л., Сергеев И. В.* Исследование формирования радиоактивного загрязнения морской воды при затоплении атомного судна в открытом море // Атом. энергия. 1996. Т. 81, вып. 4.
 50. *Ганул М. Н., Кучин Н. Л., Сергеев И. В.* Радиационные последствия затопления судов атомно-технологического обслуживания // Атом. энергия. 1998. Т. 85, вып. 3.
 51. *Ганул М. Н., Кучин Н. Л., Сергеев И. В.* и др. О контрольных концентрациях техногенных радионуклидов в морской воде // Эколог. химия. 1999. Вып. 8 (3).
 52. *Гонцарюк Н. И.* и др. Транспортно-технологическая схема обращения с ОЯТ утилизируемых АПЛ в Дальневосточном регионе России // Сборник трудов международной конференции «Экологические проблемы утилизации АПЛ и развитие ядерной энергетики в регионе» 16—20 сентября 2002 г., г. Владивосток. М.: МЦЭБ Минатома России, 2003.

53. Григорьев А. С., Сажнев М. А., Худыкин А. М. Достигнутые результаты и дальнейшие планы по выводу из эксплуатации и замене на альтернативные источники питания РИТЭГов на Дальнем востоке: Доклад на семинаре КЭГ. Владивосток, 2007.
54. Григорьев А. С., Сажнев М. А., Худыкин А. М. Основные положения Мастер-плана по выводу из эксплуатации, замене на альтернативные источники питания и утилизации РИТЭГ: Доклад на семинаре КЭГ. Владивосток, 2007.
55. Гусев Н. Г. Гигиенические требования к удалению твердых радиоактивных отходов с ядерных установок и баз в моря // Гигиеническое нормирование удаления отходов в моря. М., 1967.
56. Гусев Н. Г. ПДК в морской воде для искусственных радиоизотопов в затопленных отходах от судов с ядерными установками // Гигиеническое нормирование удаления отходов в моря. М., 1967.
57. Данилян В. А., Высоцкий В. Л. Динамика захоронения радиоактивных отходов ВМФ России в Тихоокеанском регионе: Доклад, представленный на международной конференции РАСОН-99 (Москва, июнь 1999 г.).
58. Данилян В. А., Высоцкий В. Л., Максимов А. А. Влияние утилизации АПЛ на радиоэкологическую обстановку в Дальневосточном регионе: Доклад на международном семинаре FEES'2000 (Far East Ecological Safety of Submarines), Москва, 2000 г.
59. Данилян В. А., Высоцкий В. Л., Максимов А. А. Радиоэкологическая обстановка на территории береговых технических баз Дальневосточного региона // Атом. энергия. 2000. Т. 89, вып. 2.
60. Данилян В. А., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В. и др. Влияние утилизации атомных подводных лодок на радиоэкологическую обстановку в Дальневосточном регионе // Атом. энергия. 2000. Т. 89, вып. 6.
61. Дианский Н. А., Багно А. В., Залесный В. Б. Сигма-модель глобальной циркуляции океана и ее чувствительность к вариациям напряжения трения ветра // Изв. РАН. Сер. Физика атмосферы и океана. 2002. Т. 38, № 4.
62. Довгуша В. В., Тихонов М. Н., Решетов В. В. и др. Радиационная обстановка на Дальнем Востоке России. СПб., 2002.
63. Езовит Э. С., Мазокин В. А., Нетеча М. Е. и др. Вопросы обеспечения безопасности при выводе из эксплуатации и захоронении радиоактивного оборудования судовых реакторных установок // Экология и защита окружающей среды / Труды Международной конференции по судостроению. СПб.: ЦНИИ им. акад. А. Н. Крылова, 1994.
64. Езовит Э. С., Мазокин В. А., Нетеча М. Е., Орлов Ю. В. Радиационные факторы, определяющие безопасность при обращении с реакторными отсеками в период снятия с эксплуатации атомных подводных лодок: Доклад на Международном научном семинаре «Пробле-

- мы вывода из эксплуатации атомных подводных лодок», Москва, 19—22 июня 1995 г.
65. *Енговатов И. А., Машкович В. П., Орлов Ю. В.* и др. Радиационная безопасность при выводе из эксплуатации реакторных установок гражданского и военного назначения (Проект № 465-97 МНТЦ, выполненный под научным руководством академика РАН Хлопкина Н. С.). М.: ПАИМС, 1999.
 66. *Железнов В. В., Высоцкий В. Л.* Применение углеродных волокнистых ферроцианидных сорбентов для выделения цезия и кобальта из больших объемов морской воды // Атом. энергия. 2002. Т. 92, вып. 6.
 67. *Железнов В. В.* и др. Сорбционно-реагентная технология переработки высокосолевых ЖРО // Сборник трудов международной конференции «Экологические проблемы утилизации АПЛ и развитие ядерной энергетики в регионе», 16—20 сентября 2002 г., г. Владивосток. М. МЦЭБ Минатома России, 2003.
 68. Запроектная ядерная авария на атомной подводной лодке в бухте Чажма в 1985 году // Радиационное наследство холодной войны. М.: Рос. Зеленый крест, 1999.
 69. Изучение возможных последствий для окружающей среды от максимальной предположительной аварии во время операций по утилизации атомных подводных лодок на Камчатском полуострове: Оценка радиационных последствий максимальных гипотетических аварий, связанных с обращением ОЯТ и РАО на Камчатском полуострове при утилизации АПЛ: Отчет по 3-му этапу контракта № 9-3-0103 / ИБРАЭ РАН. М., 2005.
 70. *Калинин Р. И., Баринов В. Н., Богатов С. А.* и др. Анализ радиационного потенциала выведенных из эксплуатации АПЛ и реакторных блоков // Материалы международного семинара «Научные проблемы и нерешенные задачи утилизации кораблей с ЯЭУ и экологической реабилитации обслуживающей инфраструктуры», 22—24.03.2002 г. М.: Президиум РАН, 2002.
 71. *Каменкович В. М., Кошляков М. Н., Монин А. С.* Синоптические вихри в океане. Л.: Гидрометеоиздат, 1982.
 72. *Кикнадзе О. Е., Сивинцев Ю. В.* Количественный анализ радиологических последствий затопления радиоактивных отходов в Арктике, Северной Атлантике и на Дальнем Востоке // Пятые Александровские чтения / РИЦ «Курчатов. ин-т». М., 1999.
 73. *Киселев А. М.* Реабилитация хранилища твердых радиоактивных отходов на Дальневосточном заводе «Звезда»: Доклад на семинаре КЭГ. Владивосток, 2007.
 74. *Клемин А. И.* Инженерные вероятностные методы расчета при проектировании ядерных реакторов. М., 1973.

75. Клочков Е. П., Рисованный В. Д. Утилизация европийсодержащих органов регулирования ядерных реакторов путем создания гамма-источников на основе европия: Анализ рисков, связанных с выводом из эксплуатации, хранением и утилизацией атомных подводных лодок // Материалы международного семинара, Москва, 24—26 ноября 1997 г.
76. Клочков Е. П., Рисованный В. Д., Ванеев Ю. Е., Дорофеев А. Н. Радиационные характеристики европийсодержащих органов СУЗ реактора СМ-2 после длительной эксплуатации // Атом. энергия. 2002. Т. 93, вып. 2.
77. Коваленко В. Н. Обзор проблем утилизации АПЛ и реабилитации объектов обращения с РАО и ОЯТ в Тихоокеанском регионе: достижения и планы: Доклад на семинаре КЭГ. Владивосток, 2007.
78. Количественное обоснование единого индекса вреда / Публикация 45 МКРЗ. М.: Энергоатомиздат, 1989.
79. Колобашкин В. М., Рубцов П. М., Ружанский П. А., Сидоренко В. Д. Радиационные характеристики облученного ядерного топлива. М.: Энергоатомиздат, 1983.
80. Концепция комплексной утилизации АПЛ и надводных кораблей с ядерными энергетическими установками / Минатом России. М., 2001.
81. Концепция экологической реабилитации береговых технических баз Тихоокеанского региона России / Минатом РФ. М., 2004.
82. Лабскер Л. Г., Яновская Е. В. Общая методика конструирования критериев оптимальности решений в условиях риска и неопределенности // Управление риском. 2002. № 4.
83. Лапшин Б. М. и др. Использование газлифтного метода электрошлакового переплава для сокращения объемов РАО при утилизации АПЛ и возвращения металла в промышленный оборот // Сборник трудов международной конференции «Экологические проблемы утилизации АПЛ и развитие ядерной энергетики в регионе», 16—20 сентября 2002 г., г. Владивосток. М.: МЦЭБ Минатома России, 2003.
84. Лугавцов О. В., Малахов А. Г. Утилизация реакторных отсеков снятых с эксплуатации подводных лодок // Атом. энергия. 1994. Т. 76, вып. 5.
85. Лысенко Н. И. и др. Стратегия обращения с РАО и ОЯТ на Дальнем Востоке применительно к утилизации АПЛ // Сборник трудов международной конференции «Экологические проблемы утилизации АПЛ и развитие ядерной энергетики в регионе» 16—20 сентября 2002 г., г. Владивосток. М.: МЦЭБ Минатома России, 2003.
86. Мазокин В. А., Борисов В. В. и др. Оценка экологической безопасности длительного хранения реакторных отсеков с радиоактивным оборудованием ЯЭУ утилизируемых АПЛ // Материалы междуна-

- родного научного семинара 24—26 ноября 1997 г. «Анализ рисков, связанных с выводом из эксплуатации, хранением и утилизацией атомных подводных лодок». М.: ИБРАЭ РАН, 1999.
87. *Мазокин В. А., Нетеча М. Е.* АПЛ с аварийными реакторными установками: Принципиальные технические решения и проблемы обеспечения безопасности // Материалы международной конференции РАН-НАТО 2004. М.: ИБРАЭ РАН, 2005.
 88. *Мазокин В. А.* Аварийные АПЛ: Проблемы обеспечения безопасности и долговременной изоляции: Доклад на семинаре КЭГ. Владивосток, 2007.
 89. *Марчук Г. И.* Методы вычислительной математики. М.: Наука, 1980.
 90. Международная шкала ядерных событий (ИНЕС). Руководство для пользователей: (IAEA-INES—2001) / МАГАТЭ. Вена, 2001.
 91. Методика расчета экономического ущерба от радиационных аварий при использовании радиоактивных веществ в народном хозяйстве / РЭСцентр. СПб., 1998. Рег. № Р-03/98.
 92. Морская коррозия: Справочник / Под ред. М. Шумахера; Пер. с англ. М.: Металлургия, 1983.
 93. 93. Накопительная площадка для временного хранения контейнеров с ОЯТ ВМФ: Техническое обоснование безопасности / РТП «Атомфлот». М.: ГУП ГИ «ВНИПИЭТ», 2000.
 94. Наставление по обеспечению радиационной безопасности при эксплуатации кораблей ВМФ с атомными энергетическими установками (НОРБ-83, ВМФ). М.: Воениздат, 1986.
 95. *Никитин В. С.* Оценка радиационного и химического рисков утилизации АПЛ «Курск»: Монография. СПб.: Судостроение, 2003.
 96. Нормы радиационной безопасности (НРБ-76/87). Основные санитарные правила (ОСП-72/87). М.: Энергоатомиздат, 1988.
 97. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). М.: Минздрав России, 1999.
 98. *Осипенко Л., Жильцов Л., Мормуль Н.* Атомная подводная эпопея: Подвиги, неудачи, катастрофы. М.: Боргес, 1994.
 99. *Осипов В. И., Махутов Н. А., Проценко А. Н.* и др. Безопасность России: Правовые, социально-экономические и научно-технические аспекты: Региональные проблемы безопасности с учетом риска возникновения природных и техногенных катастроф. М.: Знание, 1999.
 100. Основные правила безопасности и физической защиты при перевозках ядерных материалов (ОПБЗ-83). М., 1984.
 101. Оценка возможного экологического ущерба в регионе Баренцева моря от затопления АПЛ К-159: Отчет ИБРАЭ РАН. М., 2003.
 102. Оценка последствий возможных радиационных аварий на объектах ФГУП «СевРАО» / ИБРАЭ РАН. М., 2001.

103. Оценка последствий потенциальных радиационных аварий при утилизации АПК «Курск»: Оценка радиационного риска / ОКБМ им. И. И. Африкантова. Н. Новгород, 2002.
104. Оценка риска: Промежуточный отчет ИБРАЭ по 4-й части контракта № 10-2-0103. М., 2004.
105. *Папковский Б. П.* и др. Утилизация российских АПЛ (Радиационное воздействие и экологические последствия): Отчет РНЦ «КИ», 2000 г.
106. *Перцов Л. А.* Биологические аспекты радиоактивного загрязнения моря. М.: Атомиздат, 1978.
107. *Пименов А. О., Гонцарюк Н. И., Мазокин В. А.* Основные особенности обращения с ОЯТ и РАО при утилизации АПЛ Камчатского региона: Доклад на международном научном семинаре «Научные и технические проблемы обеспечения безопасности при обращении с ОЯТ и РАО утилизируемых АПЛ и НК с ЯЭУ», г. Москва, 22—24 сентября 2004 г.
108. *Пологих Б. Г.* Радиационные нагрузки на регион от утилизации АПЛ и существующие неопределенности в их оценке // Научные проблемы и нерешенные задачи утилизации кораблей с ЯЭУ и экологической реабилитации обслуживающей инфраструктуры: Материалы международного научного семинара, Москва, 22—24 апреля 2002 г. М.: ИБРАЭ, 2004.
109. Порядок разработки и реализации Федеральной целевой программы и межгосударственных целевых программ, в осуществлении которых участвует РФ. Постановление Правительства РФ от 26 июня 1995 г. № 594.
110. *Потанов Б. В., Радаев Н. Н.* Экономика природного и техногенного рисков / ЗАО ФИД «Деловой экспресс». М., 2001.
111. Пределы годового поступления радионуклидов в организм работающих, основанные на рекомендациях 1990 года / Публикация 60 МКРЗ. М.: Энергоатомиздат, 1994. Ч. 1, 2.
112. Проблемы вывода из эксплуатации и утилизации атомных подводных лодок (Материалы международного научного семинара, Москва, 19—22 июня 1995 г.) / Под ред. А. А. Саркисова. М.: КомТех, 1999.
113. *Радаев Н. Н., Мельников М. В.* Обоснование решений на защиту ядерно- и радиационно-опасных объектов // Атом. энергия. 2002. Т. 93, вып. 2.
114. С. И. Барановский, В. Н. Самосюк. Радиационное наследие холодной войны / Под ред. М.: Рос. Зеленый крест, 1999.
115. Разработка сценариев максимальных гипотетических аварий, связанных с ОЯТ и утилизируемыми АПЛ в Камчатском регионе: Отчет ИБРАЭ по 2-му этапу контракта № 9-3-0103. М., 2004.
116. *Рубцов П. М., Ружанский П. А.* Оценка радиационных характеристик отработавшего топлива реакторов атомных подводных лодок и ледо-

- кола «Ленин», затопленных в районе архипелага Новая Земля // Атом. энергия. 1996. Т. 81, вып. 3.
117. Руководство к своду знаний по управлению проектами (Руководство РМВОК): Изд. 3-е / Project Management Inst. ANSI/PMI 99-001-2004.
 118. Руководство по контролю за радиоактивным загрязнением внешней среды и внутренним облучением личного состава кораблей с атомными энергетическими установками. М.: Воениздат, 1991.
 119. *Сазыкина Т. Г., Крышев И. И.* Оценка контрольной концентрации радионуклидов в морской воде с учетом гигиенических и радиэкологических критериев // Атом. энергия. 1999. Т. 87, вып. 4.
 120. *Самойлов О. Б.* Безопасность ядерных энергетических установок. М.: Энергоатомиздат, 1989.
 121. *Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Денскевич А. В.* и др. Результаты начального этапа радиационного мониторинга района затопления АПЛ «К-159» // Изв. РАН. Сер. Энергетика. 2004. № 6.
 122. *Саркисов А. А., Сивинцев Ю. В., Высоцкий В. Л., Никитин В. С.* Атомное наследие холодной войны на дне Арктики / ИБРАЭ РАН. М., 2006.
 123. *Саркисов А. А.* Разработка Стратегического Мастер-плана в интересах системного анализа и решения проблем утилизации ядерных и радиационно-опасных объектов в Дальневосточном регионе. Доклад на семинаре КЭГ. Владивосток, 2007.
 124. *Саркисян А. С.* Численный анализ и прогноз морских течений. Л.: Гидрометеиздат, 1977.
 125. *Саркисян А. С.* Моделирование динамики океана. СПб.: Гидрометеиздат, 1991.
 126. *Саркисян А. С., Антипов С. В., Дианский Н. А.* и др. Моделирование циркуляции Тихого океана с высоким пространственным разрешением и расчет переноса радиоактивных веществ в северо-западной части Тихого океана по заданным сценариям гипотетических аварий в процессе транспортировки отработавшего ядерного топлива из Петропавловска-Камчатского во Владивосток: Отчет о НИР. М.: ИВМ РАН, ИБРАЭ РАН, 2006.
 127. *Сивинцев Ю. В., Высоцкий В. Л., Данилян В. А.* Радиэкологические последствия тяжелой радиационной аварии на атомной подводной лодке в заливе Чажма в 1985 году: Доклад 1.1.20 Р на 4-й ежегодной научно-технической конференции Ядерного общества «Ядерная энергия и безопасность человека» (28 июня — 2 июля 1993 г., Нижний Новгород) // Рефераты. [Б. м.], 1993. Т. 1.
 128. *Сивинцев Ю. В., Высоцкий В. Л., Данилян В. А.* Радиэкологические последствия радиационной аварии атомной подводной лодки в бухте Чажма в 1985 г. // Атом. энергия. 1994. Т. 76, вып. 2.

129. *Сивинцев Ю. В., Высоцкий В. Л., Данилян В. А.* Радиационная обстановка в заливе Петра Великого при сливе радиоактивных отходов в октябре 1993 г. // Атом. энергия. 1997. Т. 82, вып. 4.
130. *Сивинцев Ю. В.* Радиоэкологическая обстановка на Дальнем Востоке России, обусловленная воздействием на окружающую среду выведенных из эксплуатации атомных подводных лодок и их утилизацией: Отчет РНЦ «КИ» №31/3594-2000.
131. *Сивинцев Ю. В.* Число делений при реактивной аварии 1985 г. на АПЛ в бухте Чажма // Атом. энергия. 2003. Т. 91, вып. 4.
132. *Сивинцев Ю. В., Васильев А. П., Вакуловский С. М.* и др. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию // Радиоэкологические последствия удаления радиоактивных отходов в Арктические и Дальневосточные моря — «Белая книга-2000». М.: ИздАТ, 2005.
133. *Сойфер В. Н., Горячев В. А., Сергеев А. Ф.* и др. Эволюция радиоактивного загрязнения донных отложений в зоне аварии на АПЛ в 1985 г. в бухте Чажма // Метеорология и гидрология. 1999. Вып. 1.
134. *Сойфер В. Н., Горячев В. А., Гуренцов В. И.* и др. Численные расчеты переноса радионуклидов в атмосфере и морской среде и оценка последствий аварии в бухте Чажма Японского моря // Метеорология и гидрология. 2001. № 4.
135. *Сойфер В. Н.* Радиоэкология северного шельфа Японского моря. Владивосток: Дальнаука, 2002.
136. *Стоммел Г.* Гольфстрим: Физическое и динамическое описание / Пер. с англ. М.: Изд-во иностр. лит., 1963.
137. Стратегический Мастер-план утилизации выведенных из эксплуатации объектов атомного флота и экологической реабилитации обеспечивающей инфраструктуры в Северо-Западном регионе России: Резюме финального отчета по контракту ФЭБЭ ИБРАЭ РАН. М., 2007.
138. Схемы распада радионуклидов: Энергия и интенсивность излучения / Публикация 38 МКРЗ; Пер. с англ. М.: Энергоатомиздат, 1987.
139. Технические предложения по созданию автоматизированной системы радиационного мониторинга, сопровождающего функционирование технологического контейнерного хранилища ОЯТ на РТП «Атомфлот» / ИБРАЭ РАН. М., 2001.
140. Технологический регламент работ по удалению дефектного ОЯТ из хранилищ ПМ-80 и ПМ-32: Этап 4. Сосновый Бор: НПП «Экоатом», 1998.
141. Учет чрезвычайных ситуаций, возникающих в результате деятельности человека, при выборе площадок для атомных электростанций: Руководство по безопасности / МАГАТЭ. Вена, 1983.
142. Факты и проблемы, связанные с захоронением радиоактивных отходов в морях, омывающих территорию Российской Федерации

- (Материалы доклада Правительственной комиссии по вопросам, связанным с захоронением в море радиоактивных отходов, созданной распоряжением Президента Российской Федерации от 24.10.1992 г. № 613-рп) / Администрация Президента РФ. М., 1992.
143. *Хлопкин Н. С., Булыгин В. К.* Опыт работ по обращению с дефектным ОЯТ на судах АТО Дальневосточного региона: Доклад на международном научном семинаре «Научные и технические проблемы обеспечения безопасности при обращении с ОЯТ и РАО утилизируемых АПЛ и НК с ЯЭУ», г. Москва, 22—24 сентября 2004 г.
 144. *Храмцов В.* Почему ядерная катастрофа в Приморье не предупредила Чернобыль? // Морской сб. 1999, вып. 7.
 145. *Цытин С. Г., Лысенко В. В., Орлов Ю. В., Корякин О. А.* Радиационное обследование атомных подводных лодок при снятии с эксплуатации // Атом. энергия. 1993. Т. 75, вып. 3.
 146. *Чайковская Э. Л., Высоцкий В. Л.* и др. Радиационная обстановка на территории Дальневосточного региона в 1996 г.: Отчет ПУГМС. Владивосток, 1997.
 147. *Чайковская Э. Л., Высоцкий В. Л.* и др. Радиационная обстановка на территории Дальневосточного региона в 1998 г.: Отчет ПУГМС. Владивосток, 1999.
 148. *Чайковская Э. Л.* и др. Радиационная обстановка на территории Дальневосточного региона в 1999 г.: Отчет ПУГМС. Владивосток, 2000.
 149. *Чайковская Э. Л., Высоцкий В. Л., Гичев Д. В.* Закономерности формирования радиационной обстановки на территории Приморского края // Атом. энергия. 2001. Т. 91, вып. 3.
 150. *Шульган Ю. П.* Опыт международного сотрудничества и нерешенные задачи утилизации атомных подводных лодок и судов атомно-технологического обслуживания в Дальневосточном регионе // Материалы международного научного семинара 22—24 апреля 2002 г. «Научные проблемы и нерешенные задачи утилизации кораблей с ЯЭУ и экологической реабилитации обслуживающей инфраструктуры». М.: ИБРАЭ РАН, 2004.
 151. *Шишкин В. А., Мазокин В. А.* Концепция комплексной утилизации АПЛ. Принципиальные решения для Тихоокеанского региона // Сборник трудов международной конференции «Экологические проблемы утилизации АПЛ и развитие ядерной энергетики в регионе», 16—20 сентября 2002 г., г. Владивосток. М.: МЦЭБ Минатома России, 2003.
 152. *Antipov S.* Progress of International Cooperation in the field of dismantlement of nuclear submarines in the frame of Global Partnership / Intern. conference of PIR-centre. Moscow, 2006.

153. *Aramaki T., Volkov Yu.* Preliminary Cruise Report on Joint Japanese-Russian Expedition in the Sea of Japan, May 17 — June 6, 1999, Niigata.
154. *Arutunjan V., Belikov V. V., Belikova G. V. et al.* Computer System «NOSTRADAMUS» for Decision-Making Support at Emergency Discharges at Radiation Hazardous Objects // Applied Energy: Russian J. of Fuel, Power and Heat Systems. 1995. Vol. 33, № 4.
155. *Bukharin O., Handler J.* Russian Nuclear-Powered Submarine Decommission, 1995 / Kluwer Academic Publ. Dordrecht; Boston; London, 1996.
156. Coordinated Research and Environmental Surveillance Programme Related to Sea Disposal of Radioactive Waste (CRESP): Final Report 1981—1995, OECD/NEA, Paris, France, 1996.
157. *Duchemin B., Nordborg C.* Decay Heat Calculation // Intern. Nucl. Code Comparison. NEACPR — 319 «L», NEANDC-275»U» / NEA Data Bank. France, 1988.
158. Evolution of the radioecological situation around the nuclear reactors with spent fuel which have been scuttled in the Kara Sea. Final Report. CEC study contract B7-6340/95/000879/MAR/C3, 1997.
159. *Griffies S. M., Winton M., Samuels B. L.* The Large and Yeager (2004) dataset and CORE / NOAA Geophysical Fluid Dynamics Laboratory. Princeton, New Jersey. 8 Nov., 2004.
160. *Grisenko A. I., Belov N. S., Semenov V. N., Sorokovikova O. S.* The Unique Experiments on the Assessment of Accident Consequences at the Gas Transport Systems / Society for Risk Analysis — EUROPE. Stockholm, 1997.
161. *Hirose K., Amano H., Baxter M. et al.* Anthropogenic radionuclides in seawater in the East Sea/Japan Sea: Results of the first stage Japanese-Korean-Russian Expedition // J. of Environmental Radioactivity. 1999. Vol. 43.
162. Investigation of Environmental Radioactivity in Waste Dumping Areas in the North West Pacific Ocean / Joint Japanese-Korean-Russian-IAEA Expert Group. [S. 1.], 1997.
163. Investigation of Environmental Radioactivity in Waste Dumping Areas of Far Eastern Seas / Joint Japanese-Korean-Russian-IAEA Expert Group. [S. 1.], 1995.
164. Japanese Studies Results from Analysis of the Marine Environmental Samples of the First Japanese-Korean-Russian Joint Expedition. Japan, 1995.
165. *Lange R.* ADPIC—A Three Dimensional Particle In Cell Model for the Dispersal of Atmospheric Pollutants and its Comparison to Regional Tracer Studies // J. of Applied Meteorology. 1978. Vol. 17, № 3.
166. *Lavkovsky S. A., Kobzev V. I.* Collection, Processing and Submission of Information in Addition to the Existing Database of ISTC Project 101 on

-
- Radioactive Waste Resulting from the Russian Nuclear Fleet Activity at the Far East: Contractor Report to IIASA of July 30 2001 / Lazurit Central Design Bureau. Moscow, 2001.
167. *Lysenko N. I., Pologich B. G. Sivintsev Yu. V.* Radioecological consequences of accidental helicopter/airplane fall on a nuclear submarine during a removal of spent nuclear fuel (SNF) or on a shore storehouse of SNF / Russian Research Centre «Kurchatov Institute». Moscow, 2002. (Paper Number 31/3-529-02).
 168. *Miyake Y., Saruhashi K.* Contents of Cs-137, Plutonium and Americium Isotopes in the Southern Ocean Waters // *Meteorology and Geophysics*. 1988. Vol. 39, № 3. Sept.
 169. Modelling of radiological impact of radioactive waste dumping in the Arctic Seas, Report of Modelling and Assessment Working Group of the IASAP. IAEA-TECDOC-937, Vienna, 1997.
 170. *Pasler-Sauer J.* Comparative calculations and validation studies with atmospheric dispersion models: Report KfK 4164, Nov. 1986.
 171. Predicted Radionuclide Release from Marine Reactors Dumped in the Kara Sea: IAEA-TECDOC-938. Vienna, 1997.
 172. *Sadendorf J. F., C. R. Dickon.* Diffusion under low wind speed inversion conditions: NOAA Technical Memorandum ERL ARI 52, 1974.
 173. Sediment K_d and Concentration Factors for Radionuclides in the Marine Environment: Tech. Report Ser. N.247 / IAEA. Vienna, 1985.
 174. Severity, probability and risk of accidents during maritime transport of radioactive material: IAEA-TECDOC-1231. IAEA, July 2001.
 175. *Sivintsev Yu.* Study of Nuclides Composition and Characteristics of Fuel in Dumped Submarine Reactors and Atomic Icebreaker «Lenin». Moscow, RRC «Kurchatov Institute». Report No. 31/7281. Pt. 1: Atomic Icebreaker, 1993 (published also as IAEA-IASAP Report № 1, 1993); Pt. 2: Nuclear Submarines, 1994 (published also as IAEA-IASAP Report № 5, 1994).
 176. *Sivintsev Yu. V.* Study of the radionuclides inventory and fuel characteristics in the dumped reactors of nuclear submarines and nuclear icebreaker «Lenin»: Issue of RRC «Kurchatov Institute» № 31/7271. Moscow, 1994. (IAEA-IASAP-Report № 1, 2).
 177. *Sivintsev Yu. V., Danilyan V., Vysotsky V.* Environmental impact of liquid radioactive releases into the Sea of Japan in October 1993 // *Environmental impact of radioactive releases (Proc. of a symposium, Vienna, 8—12 May 1995)* / IAEA. Vienna, 1995.
 178. *Sivintsev Yu. V., Kiknadse O. E.* Elements of the Ship Nuclear Reactors Dumped in the Kara Sea and Sea of Japan: Paper presented at the Intern. Seminar «Afterword to the White Book (Commission A. Yablokov)». Nignii Novgorod, Jan. 19—21, 1998.

179. *Sivintsev Yu. V., Kiknadze O. E.* Estimation of radionuclide inventories with prediction of release rates for dumped radioactive wastes in the Far Eastern seas: Report No. 31/8104, RRC «Kurchatov Institute». Moscow, 1998.
180. *Sivintsev Yu. V., Kiknadze O. E.* Inventory of Radionuclides in the Ship Nuclear Reactors Dumped in the Sea of Japan. Paper presented at the Intern // Symposium «Radionuclides in Oceans» (RADOС-97, Norwich / Lowestoft, April 07 — 11, 1997). Published in Radiation Protection Dosimetry. 1998. Vol. 75, № 1—4.
181. *Sjoblom K.-L., Salo A., Bewers J. M.* et al. International Arctic Seas Assessment Project (IASAP) // The Sciences of the Total Environment. 1999. Vol. 237/238.
182. *Thomas P., Vogt S., Gaglione P.* Mesoscale Atmospheric Experiment Using Tracer and Tetroons Simultaneously // Kernforschungszentrum / Karlsruhe. KfK 4147 EUR 10907 EN.
183. *Tkalin A. V., Chaykovskaya E. L.* Anthropogenic radionuclides in Peter the Great bay // J. Environmental Radioactivity. 2000. Vol. 51, Iss. 2.
184. *Van der Haven N.* A survey of field measurement of atmospheric inversion conditions // Nucl. Safety. 1976. 17 (2).
185. *Vysotsky V. L., Danilyan V. A.* Radioekological hazards from Decommissioning and and Recycling of Propelled Ships // Analysis of Risks Associated Submarine Decommissioning, Dismantling and Disposal. [S. l.]: Kluwer Academic Publ., 1999.
186. *Wilson R. G., Start G. E., Dickson C. R., Ricks N. R.* Diffusion under low wind speed conditions near Oak-Ridge, Tennessee: NOAA Technical Memorandum RRL AIR 61, 1976.

Научное издание

*С. В. Антипов, В. Д. Ахунов, В. П. Билашенко,
В. Л. Высоцкий, Д. И. Гичев, Н. А. Дианский,
Р. И. Калинин, Н. И. Лысенко, А. А. Саркисов,
А. С. Саркисян, Ю. В. Сивинцев,
П. А. Шведов, Ю. П. Шульган*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ЭКСПЛУАТАЦИИ И УТИЛИЗАЦИИ ОБЪЕКТОВ АТОМНОГО ФЛОТА В ДАЛЬНЕВОСТОЧНОМ РЕГИОНЕ

Под редакцией академика РАН *А. А. Саркисова*

*Утверждено к печати Ученым советом
Института проблем безопасного развития атомной энергетики
Российской академии наук*

Редактор *А. И. Иоффе*

Формат 60x90 $\frac{1}{16}$, Бумага офсетная 80 г/м²
Печать офсетная. Гарнитура «Оффицина»
Уч.-изд. л. 16,8. Тираж 200

Заказное

Для служебного пользования

