



ИБРАЭ

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
Институт проблем безопасного развития атомной энергетики

Труды ИБРАЭ

ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ

НАУКА

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
Институт проблем безопасного развития атомной энергетики

ТРУДЫ ИБРАЭ

Под общей редакцией члена-корреспондента РАН
Л. А. Большова

Выпуск 11

ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ

Научный редактор
профессор, доктор технических наук *И. И. Линге*

Москва Наука 2009

УДК 504
ББК 20.1:28.080.1
Т78

Рецензенты:

член-корреспондент РАН *В. И. Величкин*,
доктор биологических наук *Е. К. Хандогина*

Труды ИБРАЭ РАН / под общ. ред. чл.-кор. РАН Л. А. Большова ;
Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. —
М. : Наука, 2007— .

Вып. 11 : Вопросы радиоэкологии / науч. ред. И. И. Линге. —
2009. — 444 с. : ил. — ISBN 978-5-02-037457-7 (в пер.).

В представленных материалах отражены результаты фундаментальных и прикладных исследований в области оценки и регламентирования радиационного воздействия на человека и окружающую среду, разработки стратегий применения и анализа эффективности реабилитационных мероприятий, математического моделирования поведения радиоактивных веществ в природных средах, в том числе подвергшихся радиоактивному загрязнению.

Для студентов, аспирантов и специалистов в области радиоэкологии.

Proceedings of IBRAE RAS / Ed. by L. A. Bolshov ; Nuclear Safety
Institute (IBRAE) RAS. — Moscow : Nauka, 2007— .

Issue 11 : Radioecology Issues / Ed. by I. I. Linge. — 2009. —
444 p. : ill. — ISBN 978-5-02-037457-7 (bound).

Materials reflect results of fundamental investigations and application studies in the field of assessment and regulation of human and environment radiation impact, development of strategies of application and effectiveness analysis of rehabilitation actions, mathematical modeling of migration of radioactive substances.

The assumed target for the issue are students and specialists in radioecology.

ISBN 978-5-02-037457-7

- © Продолжающееся издание «Труды ИБРАЭ РАН», 2007 (год основания), 2009
- © Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2009
- © Коллектив авторов, 2009
- © Редакционно-издательское оформление. Издательство «Наука», 2009

Содержание

Предисловие 5

ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ ЗАЩИТЫ И РАДИОЭКОЛОГИИ

Методика оценки эффективности и выбора реабилитационных мероприятий по ликвидации последствий природных и техногенных катастроф (на примере аварии на Чернобыльской АЭС)
И. Л. Абалкина, Б. К. Блинов, И. И. Линге, А. В. Симонов 11

Роль лесных экосистем в формировании дозовых нагрузок на население
С. В. Панченко, А. А. Панфилова 69

Оценка коллективной дозы на щитовидную железу жителей Белгородской области
С. В. Панченко 141

Об одной из основных парадигм радиационной защиты
С. В. Казаков, И. И. Линге 198

Экологические методы реабилитации загрязненных водоемов, используемых в ядерном топливном цикле
И. А. Гонтаренко, С. В. Казаков, А. Ю. Пахомов, С. С. Уткин 221

ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ВОДНЫХ СРЕД

Моделирование переноса, перераспределения и накопления радионуклидов в водоемах. Прогнозирование долгосрочного переноса и накопления радионуклидов в речном русле при помощи информационно-моделирующей системы «Кассандра»
С. В. Казаков, В. П. Киселев, А. Л. Крылов 241

Моделирование поведения радионуклидов в донных отложениях водоемов
С. В. Казаков, С. С. Уткин 286

Регламентирование и классификация вод по содержанию в них радиоактивных веществ <i>С. В. Казаков</i>	311
Оценка радиологического состояния водных объектов. <i>С. В. Казаков</i>	326
Разработка экологических подходов к нормированию радиационного воздействия на водные экосистемы. <i>Е. А. Бия, С. В. Казаков, И. И. Линге</i>	356
Оценка допустимых сбросов радионуклидов в водоемы <i>С. В. Казаков, В. П. Киселев, А. Л. Кононович, А. Л. Крылов, И. И. Крышев, А. В. Носов, А. В. Печкуров, Т. Г. Сазыкина</i>	394
Принципы и методы оценки радиационного состояния водных объектов при различных стратегиях водопользования <i>С. В. Казаков, С. С. Уткин</i>	406
<i>Вместо заключения</i>	
Предисловие к русскому изданию Публикации 91 МКРЗ «Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека» <i>Р. М. Алексахин, И. И. Линге</i>	432

Предисловие

Одной из главных прикладных задач радиоэкологии является объективная и обоснованная оценка экологических последствий использования ядерных технологий. Она принципиально важна и крайне актуальна как для программы развития атомной энергетики и промышленности, так и для успешного решения проблем ядерного наследия. Становление радиоэкологии неразрывно связано с развитием атомной промышленности, созданием и испытаниями ядерного оружия, а затем и с развитием атомной энергетики.

На решение упомянутой задачи были направлены труды многих специалистов. При этом фронт работ был достаточно широк — от анализа экологических последствий испытаний ядерного оружия, а также последствий аварийных и штатных ситуаций на объектах ядерного топливного цикла, ставших причинами радиоактивного загрязнения природных и антропогенных экосистем на значительных территориях, до эксплуатации объектов атомного энергопромышленного комплекса в штатном режиме, когда их радиационное воздействие исчезающе мало по сравнению с естественным фоном. Во всех этих ситуациях объективная оценка радиоэкологических последствий являлась и является ключом к выбору практических решений — либо по реабилитации и защитным мероприятиям, либо по созданию доказательной базы безопасности рассмотренных технологий.

Говоря об отечественной радиоэкологии нельзя не упомянуть о трудах таких известных ученых, как Н. В. Тимофеев-Ресовский, А. М. Кузин, В. М. Клечковский, Ю. А. Израэль, Г. Г. Поликарпов, Ф. А. Тихомиров, Р. М. Алексахин, Л. А. Ильин, Б. С. Пристер, Ю. А. Егоров и многие другие. Благодаря их творческим усилиям был решен широкий класс задач радиоэкологии, что позволило в одних случаях обосновать экологически приемлемую безопасность присутствия радиоактивных веществ в окружающей среде, а в других — рекомендовать комплекс защитных мероприятий.

В настоящее время в научных кругах одинаково распространены два взаимоисключающих мнения. Одна часть научного сообщества считает, что основные проблемы радиоэкологии уже успешно решены, другие полагают, что существует широкий спектр радиоэкологических задач, в том числе и фундаментальных, на которые сегодня нет четких и доказательных ответов.

Нам представляется, что перечень нерешенных фундаментальных и прикладных задач радиоэкологии действительно достаточно широк. Более того, стоит вопрос о месте радиоэкологических аспектов в общей системе социально-экологических факторов, характеризующих среду обитания человека. Существует также широкий круг практических задач, связанных с оценкой поведения радионуклидов в природно-техногенных эко-

системах. И наконец, существует проблема окончательной изоляции радиоактивных отходов, в решение которой решающий вклад должна внести радиоэкология, а именно дать ответ на вопрос, какой уровень изоляции необходим для захоронения радиоактивных веществ, чтобы обеспечить безопасность окружающей среды даже в далеком будущем.

В настоящий сборник вошли оригинальные исследования, посвященные решению задач разного уровня — от оценки воздействия объектов атомной энергетики и промышленности на окружающую среду и человека до обоснования стратегий проведения реабилитационных мероприятий по ликвидации последствий радиационных аварий и разработке радиоэкологических моделей и экспертно-геоинформационных систем.

В первой части книги представлены материалы, отражающие широкий круг методических аспектов оценки эффективности реабилитационных мероприятий по ликвидации последствий природных и техногенных катастроф. Так, авторы первой статьи обосновывают важность проведения сравнительного анализа эффективности конкретных мероприятий не только на основе стандартных критериев, но и с учетом их воздействия на различные параметры качества жизни населения (экономические, социально-психологические и др.).

Для принятия решений по радиационной защите принципиальную роль имеют оценки дозовых нагрузок, которые, в свою очередь, определяются особенностями миграции радионуклидов в природной среде. В этом плане для специалистов представляют безусловный интерес материалы, касающиеся оценки доз облучения населения, в том числе в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В статье С. В. Панченко и А. А. Панфиловой дана оценка вклада компонентов лесных биогеоценозов в формирование дозовых нагрузок на население как одного из важнейших факторов, влияющих на дозы от внутреннего облучения сельских жителей. В следующей статье проведена подробная оценка коллективной дозы на щитовидную железу жителей Белгородской области. В контексте дискуссий относительно справедливости основной парадигмы радиоэкологии интересна работа С. В. Казакова, где рассмотрены подходы к обеспечению радиационной безопасности человека и окружающей среды и даны рекомендации по совершенствованию существующей системы нормирования в данной области. В последней статье раздела рассматривается возможность использования экологических методов реабилитации природных объектов, загрязненных радионуклидами в результате радиационных аварий.

Вторая часть сборника посвящена вопросам радиационной безопасности водных сред. В ней объединены материалы по математическому моделированию процессов переноса, перераспределения и накопления радионуклидов в водоемах. В частности, представлен обзор существующих моделей долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле, которые в дальнейшем послу-

жили основой для информационно-моделирующей системы «Кассандра». Интересна работа молодых специалистов — С. С. Уткина с соавторами, в которой рассмотрены процессы вторичного радиоактивного загрязнения экосистем водоемов за счет их взаимодействия с донными отложениями. В статье С. В. Казакова и С. С. Уткина представлены результаты исследований долгосрочных последствий аварийной ситуации на промышленном предприятии с загрязнением водного объекта аккумулярующего типа. Перечисленные выше модели и наработки в данной области позволили на новом уровне рассмотреть вопросы, связанные с оценкой радиологического состояния водных объектов и нормированием радиационного воздействия на водные экосистемы. В статьях С. В. Казакова и других авторов проанализированы принципиальные подходы к обеспечению радиационной безопасности и существующей системы регламентирования радиационного качества водных объектов. Даны рекомендации по совершенствованию существующей системы нормирования. Предложены принципы и методы классификации водных сред, подверженных радиационному воздействию в регионах расположения ядерно- и радиационно-опасных объектов, с учетом использования водных объектов.

Завершает сборник предисловие к переводу Публикации 91 Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) «Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека», подготовленное мною совместно с Р. М. Алексахиним, которое дает краткое представление о современных подходах МКРЗ к защите биоты.

Наработанный сотрудниками института и нашедший частичное отражение в материалах сборника опыт широко используется для решения практических задач, связанных с разработкой мероприятий по решению накопленных проблем. Представленные в сборнике материалы будут полезны для широкого круга читателей, профессионально интересующихся проблемами современной радиоэкологии.

За рамками сборника остается объемный блок работ, посвященных анализу рисков для здоровья населения и состояния окружающей природной среды, связанных не столько с радиационными, сколько с иными вредными факторами.

Директор Отделения экологической безопасности и радиационного риска ИБРАЭ РАН, член Российской научной комиссии радиологической защиты, доктор технических наук И. И. Линге

ВОПРОСЫ
РАДИАЦИОННОЙ ЗАЩИТЫ
И
РАДИОЭКОЛОГИИ

Методика оценки эффективности и выбора реабилитационных мероприятий по ликвидации последствий природных и техногенных катастроф (на примере аварии на Чернобыльской АЭС)

И. Л. Абалкина, Б. К. Блинов, И. И. Линге, А. В. Симонов

1. Введение

В условиях научно-технической революции риск природного характера дополняется мощнейшим техногенным фактором риска, сопоставимым по последствиям с природными катастрофами (например, с крупными землетрясениями). В ряду таких потенциально опасных производств в первую очередь необходимо выделить предприятия химического и ядерного топливного циклов, особенно атомные электростанции (АЭС), аварии и катастрофы на которых являются наиболее серьезными и наименее изученными по своим последствиям.

Чернобыльская катастрофа (помимо ее экологических и медицинских последствий) оказала серьезное негативное влияние на весь ход социально-экономического развития центральных областей России вследствие радиоактивного загрязнения огромных территорий (более 56 тыс. км², 7608 различных населенных пунктов с численностью населения свыше 2,6 млн человек) с промышленными зонами, сельскохозяйственными и лесными угодьями, крупными водными бассейнами из-за отвлечения из государственного бюджета крупных средств (до 3% объема бюджета) для ликвидации последствий катастрофы и необходимости направления на эти цели дефицитных для страны материальных и людских ресурсов. Катастрофа обусловила изменение общественного сознания, привела к переоценке многих стереотипов. Возникли принципиально новые подходы к решению проблем обеспечения безопасности объектов атомной энергетики и радиационно-опасных производств. В связи с этим произошли приостановка сооружения и консервация отдельных АЭС и объектов атомной промышленности, что также отрицательно сказалось на экономическом развитии страны. Особенно сильно воздействие чернобыльской катастрофы сказалось на региональном социально-экономическом развитии тех областей и республик, территории которых в значительной мере подверглись радиоактивному загрязнению. Всего пострадало 19 субъектов Российской Федерации, в их числе Брянская (площадь радиоактивного загрязнения — 11,1 тыс. км², 31,8% территории), Калужская (4,9 тыс. км², 16,5%), Орловская (9,4 тыс. км², 38,1%) и Тульская (11,6 тыс. км², 45,1%) области.

В условиях все большей ограниченности ресурсов и целого комплекса проблем, требующих решения, необходимо осуществлять выбор действительно значимых общественных приоритетов и обеспечивать эффективное расходование средств на эти цели. Принятие обоснованных управленческих решений требует анализа огромного количества данных и обработки самой разнородной информации. Следует учитывать интересы людей, их жизненно важные потребности, совокупность основных проблем каждого рассматриваемого региона, перспективы его развития. Соответственно должны быть определены приоритеты, разработаны и реализованы первоочередные меры, учтены задачи комплексного развития региона, установлен баланс текущих и долгосрочных целей и т. д.

Целью настоящей работы является рассмотрение проблем, связанных с информационной и методической поддержкой принятия решений на региональном уровне с учетом целей устойчивого развития. Объектом прикладного исследования выбраны регионы, в которых реализовывались мероприятия, предусмотренные «Государственной программой по защите населения Российской Федерации от воздействия последствий чернобыльской катастрофы на 1992—1995 годы и на период до 2000 года» [1].

В сфере управления работами по ликвидации последствий чернобыльской катастрофы проблема разработки подходов к оценке проводимых мероприятий оказалась чрезвычайно актуальной. В случае радиоактивного загрязнения территории можно выделить две стадии принятия решений по выбору контрмер. На первой *стадии определения стратегии контрмер* устанавливаются значения базовых критериев вмешательства, зонирования территорий и т. д. На второй *стадии определения тактики контрмер* формируются укрупненные комплексы защитных и реабилитационных мероприятий, проводимых на каждой из специфически определенных территорий.

Для обеих стадий принятия решений задача оценки эффективности контрмер далека от своего решения. При переходе на дозовый критерий эффективность мер должна быть оценена в соответствии с возможным снижением дозы облучения. Однако следует учитывать, что реализация мероприятий по снижению дозы связана со значительными экономическими затратами, а также социальными издержками, обусловленными нарушением нормальной жизнедеятельности населения. Поэтому, согласно рекомендациям Российской научной комиссии по радиационной защите (РНKRЗ), «форма, масштаб и длительность вмешательства в диапазоне дозы ниже порога детерминированных эффектов должны быть оптимизированы, т. е. выбраны таким образом, чтобы сумма ущерба от остаточного облучения и вмешательства была минимальной» [2]. За время, прошедшее после аварии, ситуация еще более усложнилась. В силу кризисного со-

стояния экономики практически отсутствует возможность осуществления дезактивации и других мер по дальнейшему снижению доз облучения, а также мер по «улучшению условий жизни». Нарастающая неравномерность экономического развития регионов вызывает большие сомнения в целесообразности и возможности оценки на общегосударственном уровне эффективности значительного количества разнообразных реабилитационных и защитных мероприятий. В то же время для оценки эффективности конкретного реабилитационного мероприятия на региональном уровне требуется принимать в расчет местную специфику, включающую и ряд субъективных факторов. Таким образом, реализация масштабной задачи реабилитации пострадавших территорий и социальной защиты населения существенно осложнялась отсутствием работоспособной методики оценки эффективности проводимых мер.

Предлагаемая в настоящей работе методика сравнительной эффективности реабилитационных мероприятий позволяет оптимизировать выбор конкретных мер на местном уровне. Следует отметить, что в современной России роль регионального звена в политических, экономических и социальных процессах значительно возрастает. Стабилизация ситуации в регионе, определение задач его развития и обеспечение устойчивости такого развития требуют использования современных методов поддержки принятия решений, основанных на системном подходе и применении новых технологий. Это значительно расширяет сферу возможного применения полученных результатов, а настоящая работа может рассматриваться в качестве стартовой основы для разработки новых аналитических методов поддержки процесса принятия решений на региональном уровне.

2. Некоторые вопросы методологии принятия решений

С теоретической точки зрения проблема управления сложным комплексом работ по ликвидации последствий радиационной аварии (ЛПА) представляет собой задачу многокритериальной оптимизации, сущность которой заключается в поиске решения, удовлетворяющего заданной системе ограничений и оптимизирующего несколько не сводимых друг к другу критериев. Основная возникающая при этом трудность связана с необходимостью построения обобщенного критерия (функции полезности), синтезирующего по многим показателям качества рассматриваемые альтернативные целевые функции задачи и выражающего собой степень достижения конечной цели.

В практике принятия решений, в том числе связанных с окружающей средой и здоровьем людей, используются различные аналитические инструменты [3—6]. Одним из них является оценка воздействия (impact assessment), предоставляющая лицам, принимающим решения, информацию о последствиях осуществления того или иного проекта или курса действий. Оценка воздействия имеет весьма широкий круг применения. В частности, в связи с анализом экологических эффектов широко используется оценка воздействия на окружающую среду, служащая для определения результатов вмешательства в биогеофизическую среду и связанного с ним влияния на здоровье и благосостояние.

Другой распространенный аналитический инструмент — оценка риска (risk assessment), также направленная на определение возможных последствий анализируемого фактора и делающая упор на количественную оценку вероятности возникновения и тяжести воздействия. Оценка риска используется в управлении чрезвычайными ситуациями (например, при предупреждении техногенных аварий, размещении потенциально опасных производств и т. п.), а также при оценке воздействия различных неблагоприятных факторов (токсичных химических веществ, радионуклидов и др.) на здоровье людей. В последние годы интенсивно развивается сравнительный анализ риска (comparative risk analysis), ставящий целью ранжирование рисков с точки зрения их опасности и других критериев. Для экономической оценки проектов широкое признание получил анализ «затраты — польза». Существуют, однако, значительные разногласия по поводу адекватности использования этого метода при оценке социальных эффектов. В настоящее время непроработанность вопросов количественного измерения цены человеческой жизни и других значимых социальных параметров ограничивает возможное использование этого метода.

В ИБРАЭ РАН в 1995—1996 гг. проводились работы по созданию методики оценки эффективности реабилитационных мероприятий [7—9]. Разработанная методика представляет собой попытку синтеза некоторых элементов перечисленных выше инструментов анализа для выбора проектов регионального развития и оценки их эффективности. Целесообразность такого объединения продиктована как теоретическими, так и практическими соображениями. Например, отдельные виды анализа часто используются специалистами из разных областей, что приводит к нестыковке конечной информации, поступающей к лицу, принимающему решения. Экологические и экономические аспекты нередко рассматриваются в отрыве друг от друга, тогда как на деле они тесно связаны. Социальные аспекты, как показывает опыт, практически не принимаются в расчет ни при разработке политики, ни при ее проведении в жизнь.

Практика использования оценки воздействия на окружающую среду показывает, в частности, что основное внимание эксперты уделяют влиянию проекта на природные экосистемы, гораздо меньше — вопросам непосредственного воздействия на здоровье, а воздействие на социальную жизнь практически не рассматривают. Между тем человеческие ценности, устремления и эмоции являются не меньшей реальностью, чем окружающая нас природа. Оценка риска в отличие от оценки воздействия на окружающую среду подробно анализирует именно вопросы здоровья, однако здесь налицо значительный разрыв между экспертными оценками риска и его восприятием населением. Само по себе наличие такого разрыва можно считать вполне закономерным явлением, которое нужно должным образом учитывать при принятии решений. Однако на практике преобладает традиционный «материалистический» подход, согласно которому индивидуальное восприятие риска, отличающееся от формальных оценок, является заблуждением несведущих в науке людей и не должно учитываться при принятии решений. Таким образом, во главу угла ставятся формализованные научные схемы, которые, очевидно, в условиях неопределенности не могут быть абсолютно безупречными, а мотивационные и эмоциональные аспекты восприятия риска населением просто игнорируются.

В данной работе предлагается рассматривать и сравнивать эффективность конкретных мероприятий через оказываемые ими позитивные эффекты на различные параметры качества жизни. Актуальность такого рода оценки особенно очевидна в условиях современного экономического кризиса, когда резко обостряется противоречие между имеющимися в наличии ресурсами (финансовыми, материальными) и широким спектром потребностей, требующих удовлетворения. Задача повышения эффективности реабилитационных мероприятий в регионах радиоактивного загрязнения также указывает на актуальность характеристики и оценки последних как с точки зрения получения наибольшего эффекта по различным направлениям реабилитации, так и возможности взаимозаменяемости мер.

Параметры качества жизни — это экономические, экологические, социальные и другие условия, которые определяют уровень жизни в регионе в настоящее время и в перспективе. С методической точки зрения очевидно, что классификация параметров качества жизни должна включать значительное число позиций и быть относительно простой по форме. Перечень параметров должен быть достаточно информативным для характеристики условий проживания населения, состояния отдельных сфер, а также отслеживания происходящих в них изменений. Необходимо также обеспечить возможность сравнения различных регионов и выделения специфики каждого из них. Особое внимание следует уделять отбору параметров, отражающих социально-психологические аспекты жизни населения.

Методология учета параметров качества жизни включает в себя следующие моменты:

- 1) определение основных составляющих качества жизни и перечня описывающих их параметров;
- 2) выбор определенного числа количественных показателей, характеризующих состояние указанных сфер;
- 3) выбор при необходимости ограниченного числа качественных показателей для более полного описания социальных процессов;
- 4) определение «критических» сфер жизнедеятельности региона на основе анализа фактических данных: сфера будет считаться «критической» при опасном с точки зрения экспертов отклонении фактических показателей от нормативных (например, при превышении временно допустимых уровней по питьевой воде или пищевым продуктам) и/или ухудшающейся динамике фактических показателей (например, заболеваемости);
- 5) определение параметров качества жизни, которые соответствуют задачам программы реабилитации;
- 6) выбор приоритетных сфер и направлений на основе сопоставления п. 4 и 5;
- 7) сравнительная оценка приоритетности различных направлений реабилитации на основе мнений экспертов, анкетирования населения, опросов администраций и определение совпадающих позиций;
- 8) выбор и ранжирование приоритетных направлений на основе п. 6 и 7;
- 9) определение параметров и уровней показателей, которые будут учитываться при принятии решений о распределении бюджетных средств между регионами и/или направлениями реабилитации (например, параметр «безработица», уровень показателя — 4% трудоспособного населения и более);
- 10) формулировка целей программных мероприятий по приоритетным направлениям и при возможности их характеристика количественными параметрами (например, снижение загрязнения до нормативного уровня или уменьшение численности населения, подверженного неблагоприятному воздействию радиации);
- 11) анализ различных вариантов проектов в избранном направлении на основе оценки воздействия на различные параметры качества жизни;
- 12) оценка результатов выполнения программ на основе сравнительного анализа параметров качества жизни.

Некоторые методологические проблемы количественных оценок качества жизни, а также зарубежный опыт рассмотрены в Приложении 1.

Следует заметить, что эффективный выбор и реализация реабилитационных мероприятий напрямую связаны с понятием «управляемость»: поста-

новка какой-либо проблемы в разряд приоритетов зависит не только от серьезности самой проблемы, но и от возможности обеспечить ее решение. Поэтому оценка проблемы по таким критериям, как общественное внимание к ней, существование правовых норм и структур управления, наличие технических средств и затраты на их использование и т. д., представляется весьма важной. Предлагается проводить опросы работников местной администрации по приоритетам реабилитации, которые позволят определить общие направления и конкретные проблемы, требующие с точки зрения специалистов первоочередного внимания в регионе именно в области управления.

С другой стороны, в связи с необходимостью учета субъективных факторов важно предусмотреть механизмы, обеспечивающие реальное участие населения в принятии решений. Для учета общественного мнения и повышения эффективности реабилитационных мер целесообразно проводить социологические исследования на радиоактивно загрязненных территориях (РЗТ), выявляющие наиболее важные с точки зрения интересов местных жителей направления реабилитации.

3. Основные положения методики оценки эффективности

Важной особенностью принятия решений в сложных социальных системах, где объектами управления являются большие коллективы людей, становится необходимость учета человеческого фактора, т. е. зачастую неформализуемых групповых и общих интересов и целей. Возникающая при этом неопределенность ввиду динамичности (изменчивости и текучести) самих целей, их внутренней противоречивости крайне усложняет процесс принятия управленческих решений. Следовательно, методика их выработки должна не только основываться на формально-логическом анализе причин и следствий, но и учитывать социально-психологические и социально-экономические последствия тех или иных шагов. В конечном счете каждое действие субъекта управления должно быть направлено на защиту общечеловеческих ценностей (жизни, здоровья, образа жизни и др.).

Не меньшие трудности для лица, принимающего решения, возникают вследствие необходимости обработки в достаточно сжатые сроки большого количества исходной информации и анализа полученных результатов. В связи с этим методика ориентирована на использование вычислительных систем, реализующих все функции подготовки исходных данных, внесения в них изменений, формирование оптимального комплекса реабилитационных мероприятий (инвестиционного проекта), расчеты эффективности.

Практика принятия управленческих решений всегда так или иначе связана с определенной процедурой взвешивания возможных альтернатив, удовлетворяющих некоторому набору целей. Задача заключается в выборе альтернативы, которая наиболее полно удовлетворяет весь набор целей, учитывает интересы и мотивы действий субъектов, факторы, определяющие выбор тех или иных целей, и т. д. Взаимосвязи между конечной целью, к достижению которой стремится ЛПР, и необходимыми для ее достижения действиями (конкретными комплексами реабилитационных мероприятий), неизбежно опосредуются рядом промежуточных иерархически соподчиненных уровней, что является основанием для проведения декомпозиции проблемы принятия решения. Иерархия в данном случае есть определенный тип системы, основанный на предположении, что несвязанные элементы системы могут быть сгруппированы в конечное число множеств — уровней (узлов, кластеров, страт). При этом элементы уровня k находятся под влиянием элементов уровня $(k+1)$ и, в свою очередь, оказывают влияние на элементы уровня $(k-1)$. Предполагается, что на уровне 1 может находиться не более одного элемента. Таким образом, при таком формальном представлении системы на каждом уровне располагаются элементы, влияние которых друг на друга считается пренебрежимо малым, и связи направлены только от элементов низшего уровня к элементам более высокого уровня.

Очевидно, что для анализа систем, имеющих обратные связи, моделирование в виде иерархии будет недостаточным, и необходимо представлять систему в виде сети: элементы на определенном уровне (или в узле) могут влиять не только на некоторые или все элементы любого другого уровня, но и друг на друга. Преимущества иерархического построения модели системы для принятия решений таковы [10]:

- обозримое представление структуры и функций системы;
- возможность описания взаимного влияния элементов системы друг на друга;
- простота реализации, возможность применения модульного принципа;
- устойчивость (малые изменения в структуре вызывают малые изменения результата) и гибкость (добавление к хорошо структурированной иерархии новых элементов не разрушает ее характеристик).

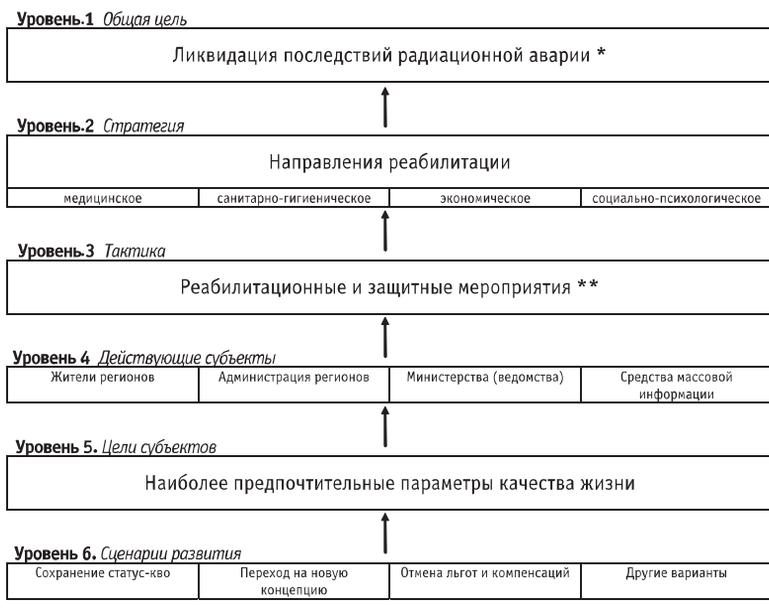
Рассматриваемая методика сравнительной оценки и выбора наиболее эффективного для достижения поставленной цели комплекса мероприятий состоит из следующих основных этапов:

- построение иерархической модели (декомпозиция проблемы принятия решения) [10];

- установление приоритетности элементов для каждого уровня иерархии с учетом возможно большего числа наиболее значимых факторов [11];
- проведение расчетов и анализ эффективности (экономической, социальной, экологической) рассматриваемых мероприятий;
- принятие решения о выборе инвестиционного проекта (комплекса реабилитационных мероприятий) в условиях ограниченного объема имеющихся в наличии финансовых, материальных, трудовых ресурсов.

На первом этапе проводится качественный анализ проблемы, определяется число уровней иерархии, выявляются номенклатура принадлежащих им элементов и взаимосвязи между ними (число уровней декомпозиции не может быть менее двух, а по соображениям обозримости модели принято, что их не может быть более шести). Эта работа проводится ЛПР совместно с экспертами по различным аспектам проблемы. Построенная таким образом многоуровневая иерархическая модель взаимодействия отражает сложный характер зависимости конечной цели и необходимых для ее достижения действий, опосредуемой промежуточными целями, групповыми интересами, ограничениями на ресурсы и т. д.

В качестве достаточно условного примера рассмотрим одно из многих возможных представлений иерархической системы принятия решений по ликвидации последствий радиационных аварий. Допустим, что вопрос, который интересует ЛПР, заключается в определении наиболее вероятного (или наиболее эффективного по ряду критериев) сценария (низший — шестой — уровень), согласно которому будет обеспечиваться достижение главной цели — ликвидация последствий радиационной аварии (высший — первый — уровень). Для достижения цели возможно применение различных действий — комплексов мероприятий, детализированных по соответствующим направлениям реабилитации. Эти действия могут предприниматься различными субъектами — администрацией и жителями загрязненных территорий, министерствами и ведомствами, общественными организациями и др. Различные субъекты имеют вполне определенные частные цели, на достижение которых направляется вся их деятельность. Сценарии (возможные альтернативные прогнозы развития ситуации) определяют вероятность достижения частных целей субъектов (акторов), цели влияют на выбор действий акторами, полный набор действий акторов воздействует на достижение главной цели. Таким образом, в рассматриваемом случае декомпозиция проблемы принятия решений, направленных на ликвидацию последствий радиационной аварии, может быть представлена в виде, приведенном на **рис. 1**.



Снижение уровня радиационного риска в результате реализации комплекса реабилитационных мероприятий; уменьшение радиационной нагрузки на население, проживающее на загрязненной территории.

** Укрупненно мероприятия по видам реабилитации могут быть представлены в следующем виде:

- медицинская реабилитация: развитие первичной медицинской помощи; развитие специализированной медицинской помощи; медицинские кадры, информация и исследования; профилактика заболеваемости; медицинская ситуация в целом (снижение заболеваемости) и др;
- санитарно-гигиеническая и экологическая реабилитация: улучшение санитарных условий проживания; улучшение экологической обстановки; снижение рисков; снижение радиационной нагрузки и др.;
- экономическая реабилитация: расширение предложения товаров и услуг; доходы; занятость; инфраструктура; эффективность; экономический климат;
- социально-психологическая реабилитация: благосостояние; улучшение условий жизни; стабилизация демографической ситуации; социальное благополучие; социальная активность; образование, информация, культура, досуг, общественное мнение и психологический климат.

Рис. 1. Пример декомпозиции проблемы принятия решений

На втором этапе производится экспертная оценка значимости каждого элемента модели. Основной процедурой, выполняемой экспертом или группой экспертов в рамках построенной иерархии, является проведение попарного сравнения элементов каждого уровня для оценки их влияния

на элемент более высокого уровня. Оценка носит по существу комплексный характер и должна учитывать как объективные (степень загрязненности территорий, дозовые нагрузки, размеры ущерба и пути его компенсации), так и субъективные (социально-психологические особенности восприятия риска населением загрязненных территорий) показатели. Далее производится расчет приоритетов факторов по степени их значимости для достижения конечной цели и выбирается несколько альтернативных комплексов реабилитационных мероприятий, включаемых в инвестиционный проект, или наиболее предпочтительных сценариев действий. Базой для выбора параметров по каждому направлению реабилитации являются параметры качества жизни (см. Приложение 2). Укрупненная номенклатура реабилитационных мероприятий и примерный состав параметров (критериев оценки) для территорий радиоактивного загрязнения по направлениям реабилитации представлен в Приложениях 3 и 4.

На третьем этапе производится стоимостная оценка эффективности альтернативных инвестиционных проектов. Для этих целей по каждому мероприятию формируется полная информация о потребных единовременных, текущих и сопряженных затратах. Комплексная оценка эффективности реабилитационных мероприятий, выполняемых на радиоактивно загрязненных территориях, производится специалистами региональной администрации (при финансировании мероприятия из средств федерального бюджета к оценке подключаются специалисты уполномоченных федеральных ведомств) по каждому из направлений реабилитации. Сущность оценки эффективности альтернативных инвестиционных проектов заключается в сопоставлении реальных значений экономических, социальных или экологических показателей эффективности реабилитационных мероприятий с величинами соответствующих нормативов критериальных показателей. Предполагается, что основным источником финансирования являются бюджетные ассигнования на реализацию «Федеральной программы по защите населения России от воздействия последствий чернобыльской катастрофы». Бюджетные ассигнования на реабилитационные мероприятия относятся к категории вынужденных капиталовложений, направленных на защиту населения от влияния последствий чернобыльской катастрофы, на выполнение в связи с этим материальных и моральных обязательств государства перед населением, и возврату не подлежат. Ввиду ограниченных возможностей бюджетного финансирования допускается, что в некоторых случаях для реализации инвестиционного проекта могут привлекаться внебюджетные денежные средства (банковские ссуды, средства коммерческих структур или иных инвесторов), которые подлежат полному или частичному возврату. В этом случае инвестиционный проект должен быть оценен с точки зрения:

- влияния на имидж инвесторов;
- соответствия целям и задачам инвесторов;

• соответствия финансовым и организационным возможностям инвесторов.

С другой стороны, важна не только заинтересованность потенциальных инвесторов в инвестиционном проекте, но и проверка целесообразности их привлечения, а именно:

- наличия навыков управления и предпринимательского опыта, качества руководящего персонала, компетентности и связей, характеристики управляющих третьей стороной;
- данных о финансовой состоятельности, стабильности финансовой истории;
- достигнутых результатов деятельности и их тенденции;
- данных о потенциале роста;
- показателей диверсификации (высокая, низкая, средняя).

В результате проведенных на предшествующих этапах итерационных расчетов ЛПП получает необходимую аналитическую информацию для принятия обоснованных решений о проведении защитных и реабилитационных мероприятий (последний — четвертый — этап). Информация о наиболее предпочтительных вариантах комплексов защитных и реабилитационных мероприятий оформляется в стандартизированной форме (см. Приложение 5), включающей в себя элементы бизнес-плана. Это позволяет получить достаточно полную и разностороннюю информацию о мероприятии и иметь четкую схему для сравнительного анализа различных аспектов проектных предложений. В рыночных условиях составление бизнес-плана является необходимой частью предпроектной подготовки, в ходе которой обосновывается целесообразность осуществления проекта, рассматриваются потенциальные выгоды и риски. Использование элементов бизнес-плана при оценке мероприятий представляется вполне обоснованным в условиях острой необходимости в рациональном и эффективном расходовании бюджетных средств. Решение о принятии того или иного проекта и инвестировании средств принимается с учетом социальных результатов, а также интересов всех участников инвестиционного проекта. Весьма большое значение для участников инвестиционного проекта имеет структура и распределение во времени капитала, привлекаемого для осуществления проекта, а также другие факторы, некоторые из которых поддаются только содержательному учету. Принятие решения о реализации того или иного комплекса мероприятий должно учитывать уровень риска при инвестиционных действиях (как в виде инноваций, так и в виде капитальных вложений в недвижимость), которые могут сильно дифференцироваться по различным регионам России. Существенное значение имеют также такие факторы, как ресурсные возможности регионов, степень социальной неустойчивости, состояние инфраструктуры (коммуникации, банковское обслуживание) и другие факторы.

Таким образом, при формировании инвестиционных программ (принятии решения) обобщенными критериями качества решения для участников инвестиционного проекта являются:

- полнота охвата территориальных социально-экономических проблем комплексом реабилитационных и защитных мероприятий, включенных в проект;
- комплексность;
- уровень наукоемкости;
- степень управляемости или надежности;
- опора на доступные ресурсы;
- связь со смежными отраслями экономики;
- совершенствование инфраструктуры;
- надежность потенциальных инвесторов;
- возможность последующей диверсификации;
- другие критерии, отражающие стратегические задачи и экономическую конъюнктуру.

Не менее важным критерием выбора является оценка социальных результатов реализации инвестиционного проекта. Основные виды социальных результатов реабилитационных мероприятий:

- изменение количества рабочих мест;
- улучшение жилищных и культурно-бытовых условий работников;
- изменение условий их труда;
- изменение структуры производственного персонала;
- изменение надежности снабжения населения регионов или населенных пунктов отдельными видами товаров (топливом и энергией, продовольствием и т. п.);
- изменение уровня здоровья (заболеваемости и уровня смертности) населения;
- экономия свободного времени.

Реализация мероприятий, как правило, сопряжена с улучшением жилищных и культурно-бытовых условий населения, например, путем предоставления (бесплатно или на льготных условиях) жилья, строительства некоторых объектов социально-бытового назначения и т. п. Затраты по сооружению или приобретению соответствующих объектов включаются в состав затрат по реализации реабилитационных мероприятий и учитываются в расчетах эффективности в общем порядке. Доходы от этих объектов (часть стоимости жилья, оплачиваемая в рассрочку, выручка предприятий бытового обслуживания и т. п.) учитываются в составе результатов проекта. Помимо этого в расчетах экономической эффективности учитывается и самостоятельный социальный результат мероприятий, получаемый в ре-

зультате увеличения рыночной стоимости существующего в соответствующем районе жилья, обусловленное вводом в действие дополнительных объектов культурно-бытового назначения. Изменение структуры производственного персонала определяется по регионам — участникам проекта, а по особо крупным объектам — по народному хозяйству в целом. В этих целях используются следующие показатели:

- изменение численности работников (в том числе женщин), занятых тяжелым физическим трудом;
- изменение численности работников (в том числе женщин), занятых во вредных условиях производства;
- изменение численности занятых на работах, требующих высшего или среднего специального образования;
- изменение численности работников по разрядам единой разрядной сетки;
- численность работников, подлежащих обучению, переобучению, повышению квалификации.

Обусловленное реабилитационными мероприятиями повышение или снижение надежности снабжения населения регионов или населенных пунктов определенными товарами рассматривается соответственно как положительный или отрицательный социальный результат. Социальный результат, проявляющийся в изменении показателя смертности населения, связанной с реализацией реабилитационных мероприятий, выражается изменением численности умерших в регионе. Экономия свободного времени работников предприятий и населения (в человеко-часах) определяется прежде всего по мероприятиям, предусматривающим:

- повышение надежности энергоснабжения населенных пунктов;
- выпуск товаров народного потребления, сокращающих затраты труда в домашнем хозяйстве (например, кухонных комбайнов);
- производство новых видов и марок транспортных средств;
- строительство новых автомобильных или железных дорог;
- изменение транспортных схем доставки определенных видов продукции, а также доставки работников к месту работы;
- совершенствование размещения торговой сети;
- улучшение торгового обслуживания покупателей;
- развитие телефонной и телефаксной связи, электронной почты и других видов связи;
- улучшение информационного обслуживания граждан (например, о размещении тех или иных объектов, наличии билетов в кассах, наличии товаров в магазинах и др.).

4. Описание алгоритма выполнения расчетов

4.1. Определение приоритетов

Как уже отмечалось, после проведения декомпозиции проблемы принятия решений производится ранжирование элементов каждого уровня по их значимости для достижения конечной цели, рассчитываются векторы приоритетов элементов и определяется состав альтернативных инвестиционных проектов.

Ранжирование элементов. Эксперт (или группа экспертов) оценивает попарную относительную значимость элементов уровня $(k + 1)$ по степени их влияния на каждый из элементов уровня k . Например, матрица A парных сравнений четырех направлений реабилитации (см. **рис. 1**) в соответствии с их воздействием на конечную цель — ликвидацию последствий радиационной аварии — будет иметь вид, представленный в табл. 1. Если направление p более значимо для достижения конечной цели, чем направление q , эксперт присваивает ему некоторое значение коэффициента сравнительной эффективности $\mu(p)$ (целое число из отрезка $[1, 9]$), а направлению q — обратное, т. е. $\mu(q) = \mu^{-1}(p)$.

Таблица 1. Матрица коэффициентов парной относительной значимости элементов уровня 2 (направления реабилитации) по степени их влияния на элемент уровня 1 (конечная цель)

Ликвидация последствий радиационных и других катастроф	1	2	3	4
1. Медицинская реабилитация	1	a12	a13	a14
2. Санитарно-гигиеническая реабилитация	a21	1	a23	a24
3. Экономическая реабилитация	a31	a32	1	a34
4. Социально-психологическая реабилитация	a41	a42	a43	1

Построенная таким образом матрица A является обратносимметричной, т. е. $a_{ij} = a_{ji}^{-1}$; $a_{ij} > 0$. Возможные значения переменных a_{ij} стандартизованы (табл. 2), а их конкретная величина устанавливается экспертом на основе оценки степени влияния каждого из пары оцениваемых элементов на соответствующий элемент более высокого уровня. Величина коэффициента сравнительной парной значимости a_{ij} выбирается из дискретного ряда $[9, 8, \dots, 1, 1/2, 1/3, \dots, 1/9]$, включающего 17 различных значений. Обоснование выбора ряда опирается на тот факт, что психофизиологические способности человека-эксперта производить качественные разгра-

ничения между парой элементов по степени их значимости хорошо представлена пятью определениями: равный, слабый, сильный, очень сильный и абсолютный. Если требуется большая точность, можно также принять компромиссные определения между соседними из указанных значений. В целом потребуется 9 значений (с учетом обратных — 17), которые могут быть хорошо согласованы [10].

Таблица 2. Стандартизованные значения коэффициента парной значимости

Значение коэффициента	Формальное определение	Содержание
1	Одинаковая значимость	Два сравниваемых элемента вносят одинаковый вклад в достижение цели
3 (1/3)	Некоторое преобладание значимости одного элемента перед другим (слабая значимость)	Легкое предпочтение одного элемента (действия) перед другим
5 (1/5)	Существенная (сильная) значимость	Сильное предпочтение одного элемента (действия) перед другим
7 (1/7)	Очень сильная (очевидная) значимость	Практически явное превосходство одного элемента (действия) перед другим
9 (1/9)	Абсолютная значимость	Абсолютное превосходство одного элемента (действия) перед другим
2, 4, 6, 8 (1/2, 1/4, 1/6, 1/8)	Промежуточные значения	Компромиссное решение при выборе степени влияния

Если суждения экспертов об элементах и их отношениях непротиворечивы, матрица A называется согласованной. С формальной точки зрения это означает, что для ее элементов выполняются равенства $a_{ii} = a_{j_i} a_{j_l}$, $j \neq i, l$. Очевидным для согласованной матрицы является случай, когда сравнения основаны на точных измерениях, которые, однако, далеко не всегда можно произвести. Для улучшения согласованности и, следовательно, устойчивости собственных векторов число N (размерность матрицы) не должно быть слишком велико (в [10] принято, что оптимальным является случай $N \leq 9$). Действительно, при больших N матрицы становятся труднообозримыми, а непротиворечивый анализ парной эффективности элементов в этом случае невозможен (с ростом N число связей между элементами растет как $N!$).

Суждения экспертов могут не только нарушать условие согласованности, но и быть нетранзитивными (A предпочтительнее B , B предпочтительнее C , но C предпочтительнее A). Если нарушение согласованности может быть следствием ошибок или заблуждений, то нетранзитивность предпоч-

тений может быть естественным явлением. Теорема Эрроу о невозможности утверждает, что нельзя найти такую функцию общественной полезности, которая удовлетворяла бы интересам как отдельных индивидуумов, так и всего общества в целом, и единственным способом выбора, приемлемым при всех обстоятельствах, является передача права выбора «диктатору». В работе Эрроу транзитивность предпочтений берется в качестве детерменистической (бинарные отношения «да — нет») основы согласованности, и ее нарушение рассматривается как логическое противоречие. Но в практической жизни люди постоянно идут на компромиссы, которые нарушают транзитивность, однако в целом являются приемлемыми решениями, так как в них учитывается относительная важность имеющихся критериев [10]. Таким образом, матрица суждений экспертов должна быть как можно более согласованной. Тем не менее допускается нарушение транзитивности суждений, которое не рассматривается как логическое противоречие.

Расчет вектора приоритетов. Целью построения матрицы A парных суждений о значимости элементов является получение нормированного вектора $W = (w_1, w_2, \dots, w_N)$ абсолютных приоритетов элементов (нормированность вектора означает, что $w_1 + w_2 + \dots + w_N = 1$) по степени их влияния на некоторый элемент более высокого уровня. Пусть W — искомый вектор абсолютных приоритетов. Для согласованной матрицы очевидно выполняются равенства $a_{ij} = w_i/w_j$ и $A \times W = N \times W$, т. е. W представляет собой правый собственный вектор матрицы A , а N (размерность матрицы) — ее максимальное собственное значение.

Для произвольной обратносимметричной матрицы вектор приоритетов (точнее, нормализованный правый собственный вектор) P находится из уравнения $A \times P = L \times P$, где L — наибольшее собственное значение матрицы A . Совокупность векторов приоритетов влияния элементов уровня $(k+1)$ на элементы уровня k образует матрицу $B_{k+1,k}$ размерности $N_{k+1} \times N_k$, где N_{k+1}, N_k — количество элементов соответственно на уровнях $(k+1)$ и k . Нахождение правого собственного вектора связано с доминантностью одного из действий над другим, а левого — с рецессивностью одного вида действия при сравнении с другим относительно некоторой характеристики. Компоненты w_i нормализованного правого собственного вектора обратносимметричной положительной матрицы порядка $N = 3$ являются обратными величинами компонент v_i левого собственного вектора, т. е.

$$w_i = \frac{1}{v_i \sum_i v_i^{-1}}. \quad (1)$$

Нормализованное обратное отношение (1) между компонентами левого и правого собственных векторов не выполняется для $N \geq 4$. Таким образом, $N=4$ есть первый случай, где решение зависит от согласованности наблюдений и их обоснованности, а не от структуры матрицы парных сравнений. Установлено (см. [12]), что, так как левый и правый собственные векторы не являются взаимно обратными величинами для $N \geq 4$, для проблемы принятия решений на равных основаниях можно использовать как один, так и другой собственный вектор. Этот вывод представляет интерес как с методологической, так и с математической точек зрения. По-видимому, для человеческого сознания не существует единственного пути синтеза собственных мер доминирования и антидоминирования, или рецессивности, для получения единой интерпретации реальности. Хотя и возможно создание итеративных схем для объединения левого и правого собственных векторов в одну меру, такая мера нуждается в простой и естественной интерпретации [10]. В рамках метода анализа иерархий для включения двух противоположных концепций может применяться анализ «затраты-польза». Так как для обратносимметричной матрицы справедливо равенство (для всех i диагональные элементы матрицы суждений $a_{ii} = 1$)

$$\sum_{i=1}^N L_i = N$$

(сумма всех собственных значений матрицы равна ее размерности), то для согласованной матрицы все собственные значения, кроме одного равны нулю, а одно — N . Если A — согласованная матрица, то при малых изменениях в a_{ij} наибольшее собственное значение остается близким к N , а остальные собственные значения — к нулю. Следовательно, степень близости модуля среднего из остальных собственных значений к нулю может быть принята за меру согласованности мнений экспертов об относительной значимости элементов. Построенное таким образом отношение (индекс) согласованности (ИС) $C_s = (L_{\max} - N)/(N - 1)$ рассматривается как показатель «близости к согласованности» [10]. Индекс согласованности сгенерированной случайным образом по шкале [1, 9] обратносимметричной матрицы с соответствующими обратными величинами элементов называется случайным индексом (СИ). В [10] приведены значения СИ, рассчитанные для величины выборки, равной 500. В целях уточнения значений СИ обратносимметричных матриц малой (до 16416) размерности при выполнении настоящей работы были проведены расчеты с величиной выборки, равной 10 000 (табл. 3).

Таблица 3. Индекс согласованности для случайной обратносимметричной матрицы

Размерность матрицы														
2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Случайный индекс														
0,00	0,53	0,87	1,11	1,25	1,34	1,40	1,45	1,48	1,51	1,54	1,55	1,57	1,58	1,59

Отношение ИС к среднему СИ называется отношением согласованности (ОС):

$$ОС = \frac{C_{„}}{„C}$$

В соответствии с [10] значения $ОС \leq 0,1$ считаются приемлемыми (противоречия в суждениях экспертов незначимы). Как можно видеть из табл. 3, при изменении размерности матрицы от 2 до 9 наблюдается довольно быстрый рост значения случайного индекса. Для матриц большей размерности характерен существенно более медленный рост значения случайного индекса, стремящегося к некоторому пределу. Согласно теореме Фробениуса (см., например, [13, с. 200]) максимальное собственное значение L_{\max} неотрицательной матрицы заключено между наименьшей и наибольшей суммами элементов ее строк. Оценка математического ожидания суммы элементов строки (или столбца) случайной обратносимметричной матрицы и, следовательно, ее максимального собственного значения имеет вид

$$L_{\max} = s(N-1) + 1,$$

где s — математическое ожидание значения элемента матрицы (ввиду независимости случайных величин математическое ожидание суммы равно сумме их математических ожиданий, т. е. $s = 1/17(1/9 + 1/8 + \dots + 1/2 + 1 + 2 + \dots + 9) = 2,7546452\dots$); N — размерность случайной матрицы.

Соответственно для оценки предельной величины случайного индекса получим

$$„C^* = \frac{L - N}{N - 1} = s - 1 = 1,7546452\dots$$

Эта оценка не зависит от величины N и, очевидно, является пределом, к которому стремится величина СИ при неограниченном росте N (по ре-

результатам экспериментальных расчетов для $N = 112$ при объеме выборки 5000 получено значение случайного индекса, равное 1,732...¹.

Вектор абсолютных приоритетов элементов любого уровня по отношению к элементу высшего уровня получается путем перемножения матриц $B_{k,k-1}$ приоритетов всех промежуточных уровней и связан с иерархическим представлением нашей модели следующим образом. Формально иерархия определяется (рис. 2) как некоторое разбиение конечного частично упорядоченного множества H на h подмножеств Λ_k ($k=1, \dots, h$). При этом если x_k ($h-1 > k > 1$) — некоторый элемент Λ_k , то $x_{k-1} > x_k > x_{k+1}$; множество Λ_1 состоит из одного элемента b (наибольший элемент множества H).

Уровень $(k-1)$

$x_{k-1,p}$

$$B_{k,k-1} = (W_{k,k-1}^1, W_{k,k-1}^2, \dots, W_{k,k-1}^{N_{k-1}})$$

Уровень k

x_{kq}

$$B_{k+1,k} = (W_{k+1,k}^1, W_{k+1,k}^2, \dots, W_{k+1,k}^{N_k})$$

Уровень $(k+1)$

$x_{k+1,p}$

Рис. 2. Фрагмент иерархии элементов модели принятия решений
($k = 1, \dots, h$, $p = 1, \dots, N_{k-1}$, $q = 1, \dots, N_k$, $r = 1, \dots, N_{k+1}$)

Здесь $B_{k+1,k}$ ($k < h$) — матрица нормализованных векторов приоритета элементов уровня Λ_{k+1} по отношению к элементам уровня Λ_k . Нормализованный вектор приоритетов элементов уровня Λ_{k+1} по степени их влияния на элемент $x_{k-1,p}$ уровня Λ_{k-1} определяется следующим образом:

¹ Поскольку, как установлено в [10], $L_{\max} \geq N$, то для любой обратносимметричной матрицы справедливо неравенство $1,7546452... > C \geq 0$.

$$W_{k+1,k-1}^p = B_{k+1,k} \times W_{k,k-1}^p.$$

Следовательно, вектор приоритетов самого низкого уровня Λ_h относительно элемента b (наибольший элемент рассматриваемого множества) уровня Λ_1 может быть определен следующим образом:

$$W_{h,1}^1 = \prod_{k=2}^{h-1} B_{k+1,k} \times W_{2,1}^1.$$

Если на некотором уровне наблюдается значимая несогласованность суждений экспертов ($OS > 0,1$), производится содержательная или формальная корректировка суждений по соответствующим обратносимметричным матрицам парных приоритетов. Содержательная корректировка осуществляется экспертом путем уточнения матрицы парных предпочтений. Формальная корректировка производится в соответствии с принятыми итерационными алгоритмами согласования суждений. Эти методы исходят из оценки величины модуля отклонения a_{ij} от отношения рассчитанных приоритетов w_i/w_j . Если для некоторого a_{ij} эта величина максимальна, то a_{ij} и a_{ji} заменяются соответственно на w_i/w_j и w_j/w_i и рассчитывается новый вектор приоритетов и так далее до получения приемлемого отношения согласованности. Вообще говоря, не рекомендуется чрезмерно увлекаться процедурами формального согласования суждений, так как это может привести к существенному искажению результата [10].

Определение состава альтернативных инвестиционных проектов. После завершения расчетов по последнему уровню ЛПР получает расчетные данные (вектор приоритетов), указывающие наиболее вероятный (или эффективный) сценарий развития. На основе этой информации осуществляется выбор реабилитационных и защитных мероприятий в наибольшей степени влияющих на достижение конечной цели и формируется ряд альтернативных инвестиционных проектов. Ранжирование элементов производится с помощью программного продукта, обеспечивающего связь с базой данных по составу мероприятий программы. Соответственно работа эксперта по установлению попарных предпочтений ведется в диалоговом режиме с привлечением необходимой справочной информации. При расчете наибольшего собственного значения и собственного вектора матрицы итерационным методом используются процедуры, предложенные в [14].

4.2. Расчеты эффективности инвестиционных проектов

Поскольку ресурсы (финансовые, материальные, людские и т. п.), имеющиеся в распоряжении органов управления, как правило, ограничены, требуется точная количественная оценка возможности и экономической

целесообразности реализации того или иного комплекса реабилитационных мероприятий. Предлагаемая процедура основана на методологии определения эффективности инвестиционных проектов, как допускающих точную оценку экономических выгод (это, как правило, мероприятия экономической реабилитации территорий), так и не допускающих такой оценки (чаще всего это мероприятия социальной и экологической реабилитации). В первом случае рассчитывается так называемая *абсолютная* экономическая эффективность. Во втором случае основная трудность при проведении расчетов — отсутствие утвержденного на федеральном уровне коэффициента народнохозяйственной ценности человеческой жизни. Это делает невозможной, в частности, оценку социальных результатов мероприятий, связанных с изменением численности умерших в регионе, сокращением заболеваемости населения, снижением аварийности производства, повышением безопасности транспортных средств и др. Поэтому производятся упрощенные расчеты *относительной* экономической эффективности. Обязательными требованиями при расчете эффективности долговременных инвестиционных проектов являются [11]:

- приведение предстоящих разновременных расходов и доходов к условиям их соизмеримости по экономической ценности в начальный период;
- учет влияния инфляции, задержек платежей и других факторов, влияющих на ценность используемых денежных средств;
- учет неопределенности и рисков, связанных с осуществлением проекта.

Абсолютная экономическая эффективность. Для определения оптимального варианта того или иного комплекса реабилитационных мероприятий используют сравнительные экономические эффективности капитальных вложений. Показателем оптимального варианта, определяемого в результате расчетов сравнительной экономической эффективности, является минимум *приведенных* затрат. Приведенные затраты представляют собой в стоимостной форме сумму *единовременных* (инвестиционных) и *текущих* затрат, а в необходимых случаях — также сопряженных затрат.

К единовременным затратам относятся капитальные вложения (капиталобразующие инвестиции), связанные со строительством, реконструкцией, расширением и модернизацией объектов производственной, социальной или экологической сферы с приобретением оборудования, а также вложения в оборотные фонды, обеспечивающие эксплуатацию соответствующих объектов и оборудования.

В состав текущих затрат включаются расходы, составляющие себестоимость продукции, а также связанные с реализацией мероприятий по охране здоровья пострадавшего населения, по снижению дозовой нагрузки на граждан, социальной и психологической реабилитации населения, по сотрудничеству с зарубежными странами. К сопряженным затратам можно отнести, в частности, ассигнования на социальные льготы и компенсации

пострадавшему населению. Оценка предстоящих затрат и результатов при определении эффективности инвестиционного проекта производится в пределах расчетного периода, продолжительность которого (горизонт расчета) принимается с учетом степени достижения заданных целей (в случае реабилитационных и защитных мероприятий он должен соответствовать срокам, установленным в государственной программе). Горизонт расчета измеряется количеством шагов расчета. Шаг расчета в пределах расчетного периода — квартал или год. Для стоимостной оценки результатов используются базисные цены, т. е. цены, сложившиеся в народном хозяйстве на определенный момент времени. Базисная цена на любую продукцию и ресурсы считается неизменной в течение всего расчетного периода. Цены могут выражаться в рублях или устойчивой валюте (например, в долларах).

При оценке эффективности инвестиционного проекта соизмерение разновременных показателей осуществляется путем приведения (дисконтирования) их к ценности в базисном периоде. Для приведения разновременных затрат, результатов и эффектов используется норма дисконта E_t , равная приемлемой для инвестора на шаге t норме дохода на капитал. В рыночной экономике величина E_t определяется исходя из депозитного процента по вкладам (в постоянных ценах). На практике она принимается большей его значения за счет инфляции и риска, связанного с инвестициями. В нынешнем переходном периоде экономики при высокой инфляции депозитный процент по вкладам не определяет реальную «цену денег». В этой ситуации при оценке экономической эффективности норма дисконта должна отражать не только чисто финансовые интересы государства, но и систему предпочтений членов общества по поводу относительной значимости доходов в различные моменты времени, в том числе и с точки зрения социальных и экологических результатов. В этом случае она является по существу «социальной нормой дисконта» и должна устанавливаться государством как специфический социально-экономический норматив, обязательный для оценки проектов, в которых государство принимает участие [11]. Технически приведение к базисному моменту времени $t > 0$ осуществляется путем их умножения на коэффициент дисконтирования ($a_0 = 1$):

$$a_t = \prod_{i=1}^t (1 + E_i)^{-1}.$$

Суммируя дисконтированные значения показателя по всем шагам реализации проекта, получают его интегральное значение. Сравнение инвестиционных проектов (или вариантов проекта) производится с использованием следующих показателей:

- чистого дисконтированного дохода NPV (Net Present Value);
- внутренней нормы доходности IRR (Internal Rate of Return).

Если в течение расчетного периода не происходит инфляционного изменения цен или расчет производится в базовых ценах, величина чистого дисконтированного дохода вычисляется по формуле

$$NPV = \sum_{t=0}^T (R_t - Z_t) a_t,$$

где R_t — результаты (объем продукции, величина прибыли и др.), достигаемые на шаге t ; Z_t — затраты на шаге t ; T — горизонт расчета.

Если $NPV > 0$, то инвестиционный проект эффективен (при данной норме дисконта) и может рассматриваться вопрос о его принятии. Внутренняя норма доходности IRR представляет собой ту норму дисконта, при которой величина приведенных эффектов равна приведенным капиталовложениям. Пусть $Z_t = K_t + V_t$, где K_t — капиталовложения на шаге t ; V_t — прочие текущие затраты на шаге t . Тогда IRR удовлетворяет уравнению

$$\sum_{t=0}^T \frac{R_t - V_t}{1 + IRR} = \sum_{t=0}^T (K_t + IRR). \quad (2)$$

Если расчет NPV сразу дает ответ на вопрос, является ли проект эффективным при некоторой норме дисконта, то IRR определяется в процессе расчета и должна затем сравниваться с требуемой инвестором нормой дохода E_u на вкладываемый капитал. Если $IRR > E_u$, инвестиции в проект оправданны, и может рассматриваться вопрос о его принятии. В противном случае инвестиции в проект следует признать нецелесообразными. При использовании IRR следует обращать внимание на то, что, во-первых, уравнение (2) может не иметь решения и, во-вторых, может иметь более одного решения. В последнем случае в качестве IRR следует принимать значение наименьшего корня этого уравнения.

Если сравнение альтернативных проектов по NPV и IRR приводит к противоположным результатам, предпочтение следует отдавать NPV.

Наличие инфляции (повышение среднего уровня цен в экономике на данный вид ресурсов — продукции, услуг, труда) влияет на показатели проекта не только в денежном, но и в натуральном выражении. Иными словами, инфляция приводит не только к переоценке финансовых результатов осуществления проекта, но и к изменению самого плана его реализации. Поэтому переход в расчетах к твердой валюте не отменяет необходимости учета влияния инфляции. В расчетах инфляция учитывается путем исполь-

зования фактической или прогнозируемой процентной ставки при оценке величины коэффициента дисконтирования E_i .

Относительная экономическая эффективность. Для оценки целесообразности финансирования мероприятий в инфраструктурных и других отраслях с низкой (нулевой) доходностью или таких мероприятий, для которых затруднена оценка величины дохода (прежде всего для мероприятий социальной и экологической реабилитации), применяется упрощенный метод оценки эффективности использования бюджетных средств. В этом случае возможно проводить оценки с использованием одного из двух видов критериальных показателей эффективности проекта — нормативного или планового. Значения нормативного показателя устанавливается для каждого субъекта Федерации индивидуально с учетом специфики его экономико-географического положения, особенностей и состояния производственной базы, инфраструктуры, социальной и экологической ситуации. Плановый показатель устанавливается на основании данных, получаемых по плановым (прогнозным), проектным и отчетным материалам для аналогичных проектов, реализуемых или уже реализованных в регионе. Если инвестиционный проект реализуется в течение нескольких лет, определяются среднегодовые значения показателя. Расчет экономии затрат C_i для каждого реабилитационного мероприятия i осуществляется по формуле

$$C_i = \frac{C_{ni} - C_{di}}{P_{di}}.$$

Величина нормативной стоимости C_{ni} единицы мощности реабилитационного мероприятия i может быть определена следующим образом (плановый показатель):

$$C_{ni} = \frac{K_{ni}}{P_{ni}},$$

где K_{ni} — бюджетные ассигнования, выделяемые на реализацию аналогичного (нормативного) мероприятия i ; P_{ni} — число единиц мощности, намеченное к реализации за счет выделенных бюджетных средств в нормативном проекте по мероприятию i .

Фактическая (планируемая) стоимость C_{di} единицы мощности реабилитационного мероприятия i определяется по формуле

$$C_{di} = \frac{K_{di}}{\Psi P_{di}},$$

где K_{di} — фактически использованные (или планируемые) бюджетные ассигнования на реализацию мероприятия i ; Ψ — коэффициент, учитывающий инфляционное изменение цен за период освоения капитальных вложений; P_{di} — число единиц мощности, фактически введенное (или запланированное к введению) в строй при реализации мероприятия i .

Если выполняется условие $C_i \geq 0$ ($C_{di} \geq C_i$), использование авансированных на выполнение мероприятия i средств следует считать эффективным.

5. Пример проведения оценки эффективности реабилитационных мероприятий

Приведенный ниже расчет носит иллюстративный характер и проведен на основе фактических данных за 1994 г. по Брянской области, к одной из наиболее пострадавших в результате чернобыльской аварии.

Ограничимся оценкой эффективности использования капитальных вложений, направленных на реабилитацию социальной сферы РЗТ, и примем трехуровневую модель для определения приоритетности мероприятий: цель, направления реабилитации и собственно мероприятия. Допустим также, что капитальные вложения направляются только из средств федерального бюджета. Цель — снижение негативных последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Направления реабилитации:

- 1) медицинская,
- 2) санитарно-гигиеническая,
- 3) экономическая,
- 4) социально-психологическая.

Рассматриваемые мероприятия — строительство и ввод в действие: (1) жилых домов, (2) детских дошкольных учреждений, (3) общеобразовательных школ, (4) поликлиник, (5) хлебозавода, (6) газовых сетей, (7) банно-прачечных комбинатов.

Определение приоритетов. Относительные приоритеты (парные веса) элементов по степени их влияния на элементы смежного уровня в настоящем примере определены авторами. Ввод данных и расчеты произведены на ЭВМ с

помощью специально разработанного программного продукта². После построения матриц значений относительных парных весов элементов уровней 2 (одна матрица 4×4) и 3 (четыре матрицы 7×7) по степени их влияния на каждый элемент более высокого уровня (табл. 4—8) и расчета собственных значений получим:

- нормированный собственный вектор относительных приоритетов направлений реабилитации по степени влияния на достижение конечной цели: (0,551; 0,104; 0,296; 0,049);
- матрицу нормированных собственных векторов относительных приоритеты реабилитационных мероприятий по степени влияния на соответствующее направление реабилитации:
- медицинскую: (0; 0,221; 0,372; 0,359; 0; 0; 0,048);
- санитарно-гигиеническую: (0,162; 0,102; 0,093; 0,324; 0,061; 0,049; 0,208);
- экономическую: (0,349; 0,123; 0,174; 0,199; 0,063; 0,048; 0,043);
- социально-психологическую: (0,286; 0,200; 0,145; 0,241; 0,041; 0,061; 0,026).

После перемножения указанных вектора и матрицы получим нормированный резульатный вектор приоритетов реабилитационных мероприятий по степени их влияния на достижения конечной цели: (0,134; 0,179; 0,273; 0,302; 0,027; 0,022; 0,062).

Для простоты рассмотрим безальтернативный вариант, включив в инвестиционный проект четыре мероприятия, имеющих значение приоритета больше 0,1 (в порядке его убывания: 1 — поликлиники, 2 — школы, 3 — детские дошкольные учреждения, 4 — жилые дома). Сравнение показателей уровня обеспеченности жителей радиоактивно загрязненных территорий объектами социальной сферы на 1 января 1995 г. со среднероссийским уровнем в общем подтверждает обоснованность включения рассматриваемых мероприятий в состав инвестиционного проекта (табл. 9).

Таблица 4. Парные интенсивности влияния элементов уровня 2 на достижение конечной цели

Реабилитация	Парные предпочтения			
	1	2	3	4
1. Медицинская	1	5	3	7
2. Санитарно-гигиеническая	1/5	1	1/4	3
3. Экономическая	1/3	4	1	7
4. Социально-психологическая	1/7	1/3	1/7	1

$L = 4,18ИС = 0,06СИ = 0,90С = 0,067 < 0,1$.

² Первая версия программы METHOD разработана в 1996 г. (PASCAL 6.0, TURBO VISION 1.0).

Таблица 5. Парные интенсивности влияния элементов уровня 3 на элемент уровня 2 «Медицинская реабилитация»

Ввод в действие	Парные предпочтения						
	1	2	3	4	5	6	7
1. Жилые дома	1	—	—	—	—	—	—
2. Детские дошкольные учреждения	—	1	1	1/3	—	—	5
3. Школы общеобразовательные	—	1	1	2	—	—	5
4. Поликлиника	—	3	1/2	1	—	—	7
5. Хлебозавод	—	—	—	—	1	—	—
6. Газовые сети	—	—	—	—	—	1	—
7. Банно-прачечный комбинат	—	1/5	1/5	1/7	—	—	1

$L = 4,298ИС = 0,099СИ = 0,90С = 0,11 > 0,1$ (ввиду незначительного превышения ОС над нормативным значением корректировка матрицы не производится).

Таблица 6. Парные интенсивности влияния элементов уровня 3 на элемент уровня 2 «Санитарно-гигиеническая реабилитация»

Ввод в действие	Парные предпочтения						
	1	2	3	4	5	6	7
1. Жилые дома	1	1	3	1/3	3	5	1/2
2. Детские дошкольные учреждения	1	1	1	1/3	1	3	1/3
3. Школы общеобразовательные	1/3	1	1	1/3	2	2	1/2
4. Поликлиника	3	3	3	1	5	5	2
5. Хлебозавод	1/3	1	1/2	1/5	1	1	1/3
6. Газовые сети	1/5	1/3	1/2	1/5	1	1	1/3
7. Банно-прачечный комбинат	2	3	2	1/2	3	3	1

$L = 7,298ИС = 0,05СИ = 1,320С = 0,038 < 0,1$.

Таблица 7. Парные интенсивности влияния элементов уровня 3 на элемент уровня 2 «Экономическая реабилитация»

Ввод в действие	Парные предпочтения						
	1	2	3	4	5	6	7
1. Жилые дома	1	3	3	2	7	4	7
2. Детские дошкольные учреждения	1/3	1	1/2	1/3	3	4	3
3. Школы общеобразовательные	1/3	2	1	1	3	3	5
4. Поликлиника	1/2	3	1	1	3	3	5
5. Хлебозавод	1/7	1/3	1/3	1/3	1	3	1
6. Газовые сети		1/4	1/3	1/3	1/3	1	1
7. Банно-прачечный комбинат	1/7	1/3	1/5	1/5	1	1	1

$L = 7,376ИС = 0,063СИ = 1,320С = 0,048 < 0,1$.

Таблица 8. Парные интенсивности влияния элементов уровня 3 на элемент уровня 2 «Социально-психологическая реабилитация»

Ввод в действие	Парные предпочтения						
	1	2	3	4	5	6	7
1. Жилые дома	1	1	3	3	5	3	7
2. Детские дошкольные учреждения	1	1	2	1/3	5	5	7
3. Школы общеобразовательные	1/3		1	1/2	5	5	6
4. Поликлиника	1/3	3	2	1	5	5	5
5. Хлебозавод	1/5	1/5	1/5	1/5	1	1/3	3
6. Газовые сети	1/3	1/5	1/5	1/5	3	1	3
7. Банно-прачечный комбинат	1/7	1/7	1/6	1/5	1/3	1/3	1

$$L = 7,741 \text{ИС} = 0,124 \text{СИ} = 1,320 \text{С} = 0,094 < 0,1.$$

Таблица 9. Уровень обеспеченности жителей РЗТ Брянской области объектами социальной сферы на 1 января 1995 г. по сравнению со среднероссийским показателями

Объект социальной сферы	Норматив (в среднем по России)	Фактически обеспечено
1. Поликлиники, амбулатории, посещения в смену на 10 тыс. жителей	225,0	195,2
2. Общеобразовательные школы, кв. м на одного учащегося	16,9	7,4
3. Дошкольные учреждения, мест на 1000 детей от 1 до 6 лет	700	571
4. Жилой фонд, кв. м на одного жителя	21,5	19,0

Оценка эффективности. Проведем оценку эффективности фактически произведенных в 1994 г. капитальных вложений по реализации принятого инвестиционного проекта. Показатели использования выделенных для Брянской области средств представлены в табл. 10.

Оценке подлежат только бюджетные средства, выделенные на реабилитацию социальной сферы по указанным мероприятиям, в размере 80 950 млн руб. при фактическом использовании 145 182 млн руб. (179,3%). Стоимостные данные по этим мероприятиям представлены в виде показателей «Выделено бюджетных средств» и «Фактически использовано». Анализ использования выделенных бюджетных средств позволяет видеть, что по мероприятию «Ввод в действие амбулаторно-поликлинических учреждений» было выделено 8830 млн руб. для ввода в действие лечебных учреждений на 250 посещений в смену. Фактически израсходовано 3357,6 млн руб., однако ни одного посеще-

ния в смену не достигнуто. Поэтому для этого мероприятия оценка эффективности не производится, а затраченные деньги учитываются в текущих расходах по всем рассматриваемым мероприятиям социальной сферы. Объем выделенных бюджетных средств для остальных трех реабилитационных мероприятий составляет 72 120 млн руб. (фактически использовано 141 824 млн руб.). Общие показатели программы реабилитационных мероприятий и величина плановой стоимости единицы мощности по рассматриваемым мероприятиям социальной сферы представлены в табл. 11.

Таблица 10. Выполнение программных мероприятий по защите населения Брянской области от воздействия последствий чернобыльской катастрофы за 1994 г. (некоторые мероприятия социальной сферы)

Ввод в действие	Единица измерения	Намечено в соответствии с выделенными ассигнованиями	Фактически выполнено	Выделено бюджетных ассигнований, млн руб.	Фактически использовано бюджетных ассигнований, млн руб.
1. Ввод в действие амбулаторно-поликлинических учреждений	Число коек	—	—	8 830,0	3 357,6
	Число посещений в смену	250	—		
2. Ввод в действие общеобразовательных школ	Число учебных мест	1020	768	6 625,0	8 067,2
	Число учебных мест на 10 тыс. человек	21,5	16,2		
	млн руб. на 10 тыс. человек	138,9	170,2		
3. Ввод в действие дошкольных учреждений	Число мест	895	195	4 555,0	4 339,8
	Число мест на 10 тыс. человек	18,9	4,1		
	млн руб на 10 тыс. человек	96,1	91,6		
4. Ввод в действие жилых домов	тыс. кв. м общей площади	73,3	97,6	60 940,0	129 417,0
	кв. м на одного человека	0,15	0,21		
	тыс. руб. на одного человека	128,5	272,9		
<i>Всего</i>				80 950,0	145 181,6

Методика оценки эффективности и выбора реабилитационных мероприятий по ликвидации последствий природных и техногенных катастроф (на примере аварии на Чернобыльской АЭС) И. Л. Абалкина, Б. К. Блинов, И. И. Линге, А. В. Симонов

Таблица 11. Плановые показатели программы реабилитационных мероприятий по защите населения России от воздействия последствий чернобыльской катастрофы на 1994 г. (некоторые мероприятия социальной сферы)

Мероприятие	Единица измерения	Намечено в соответствии с выделенными ассигнованиями	Выделено бюджетных ассигнований, млн руб.	Плановая стоимость единицы мощности, млн руб.
1. Ввод в действие амбулаторно-поликлинических учреждений	Число коек	520	83 940,0	161,4 50,0
	Число посещений в смену	1680		
2. Ввод в действие общеобразовательных школ	Число учебных мест	3 886	31 166,0	8,02
	Число учебных мест на 10 тыс. человек	13,2		
	млн. руб на 10 тыс. человек	106,0		
3. Ввод в действие дошкольных учреждений	Число мест	2850	18 444,0	6,47
	Число мест на 10 тыс. человек	9,7		
	млн руб на 10 тыс. человек	62,8		
4. Ввод в действие жилых домов	тыс. кв. м общей площади	172,1	156 380,0	908,13
	кв. м на одного человека	0,06		
	тыс. руб на одного человека	54,5		
<i>Всего</i>			<i>289 930,0</i>	

Оценка эффективности долговременных капитальных вложений в современной экономической ситуации требует учета инфляционного изменения цен за соответствующий период. Рост цен в капитальном строительстве по Центральному региону России, в состав которого входит Брянская область, за 1994 г. составил 5,4 раза (табл. 12)³. Так как капитальные вложения осуществлялись в течение года, а не были произведены сразу в полном объеме в конце планового периода, то в расчетах следует принять среднее значение показателя роста цен, равное 2,7 (в предположении равномерного проведения затрат в течение периода). Поскольку индекс цен не характеризует изменение оплаты труда, прибыли и потребления основного

³ См. статистический сборник [15, с. 27, 929].

капитала в результате изменения цен, рассмотрим динамику дефлятора валового внутреннего продукта (ВВП)⁴ России:⁵

**Дефлятор валового внутреннего продукта России
(в разгах по отношению к предыдущему году)**

1990	1991	1992	1993	1994	1995
1,2	2,3	15,9	9,9	4,1	2,8

Его значение для 1994 г. составляет 4,1. По описанным выше соображениям в расчетах эффективности капитальных вложений следует принять среднее значение 2,05. Таким образом, показатель роста цен Ψ , используемый в расчетах эффективности капитальных вложений в 1994 г. в Центральном регионе России, следует брать из отрезка [2,05... 2,7]. В наших расчетах примем среднее значение $\Psi = 2,4$.

**Таблица 12. Индекс цен в капитальном строительстве
(в разгах по отношению к предыдущему году)**

Субъект	1992	1993	1994	1995
Россия	16,1	11,6	5,3	2,7
Центральный регион	17,8	11,7	5,4	2,7
В том числе строительномонтажные работы	18,6	11,8	4,8	2,5

Объем экономии затрат в стоимостном выражении для реабилитационного мероприятия 1 «Ввод в действие больниц и амбулаторно-поликлинических учреждений» отрицателен и принят равным произведенным капиталовложениям:

$$C_1 = -3\,357,6 \text{ млн руб.}$$

Расчет объема экономии затрат в стоимостном выражении для реабилитационного мероприятия 2 «Ввод в действие общеобразовательных школ»:

$$C_2 = \left(\frac{31\,166}{3886} - \frac{8067,2}{768 \cdot 2,4} \right) 768 = (8,02 - 4,38) 768 = 2798,0.$$

Расчет объема экономии затрат в стоимостном выражении для реабилитационного мероприятия 3 «Ввод в действие дошкольных учреждений»:

⁴ Дефлятор валового внутреннего продукта представляет собой отношение ВВП, исчисленного в текущих ценах, к объему ВВП, исчисленного в сопоставимых ценах предыдущего периода.

⁵ См. статистический сборник [15, с. 285].

$$C_3 = \left(\frac{18\,444,0}{2850} - \frac{4339,8}{195 \cdot 2,4} \right) 195 = (6,47 - 9,27) 195 = -546,6.$$

Расчет объема экономии затрат в стоимостном выражении для реабилитационного мероприятия 4 «Ввод в действие жилых домов»:

$$C_4 = \left(\frac{156\,380}{172,1} - \frac{129\,417}{97,6 \cdot 2,4} \right) 97,6 = (908,1 - 552,5) 97,6 = 34\,709,7.$$

Расчет суммарного объема экономии в стоимостном выражении для четырех реабилитационных мероприятий социальной сферы осуществляется по формуле

$$C_{1-4} = \sum_{i=1}^4 C_i = -3357,6 + 2798,0 - 546,6 + 34\,709,7 = 33\,603,5 \text{ млн руб.}$$

Таким образом, фактическое использование бюджетных средств для четырех реализованных мероприятий социальной сферы следует признать в целом эффективным. Причины неэффективности затрат по отдельным мероприятиям (1 — ввод в действие больниц и амбулаторно-поликлинических учреждений; 3 — ввод в действие дошкольных учреждений), очевидно, требуют специального анализа.

Следует еще раз отметить, что рассмотренный пример носит условный характер и не может в полной мере характеризовать ситуацию с проведением реабилитационных мероприятий на РЗТ Брянской области. Это достаточно очевидно ввиду весьма ограниченного объема использованных исходных данных: во-первых, рассмотрены только реабилитационные мероприятия в социальной сфере, во-вторых, их количество было сокращено с целью упрощения демонстрации возможностей и механизма функционирования настоящей методики.

6. Заключение

Реализованный в методике синтетический подход предполагает, что лица, принимающие решения, стремятся не к формальному решению некоторой стоящей перед ними проблемы, а к защите человеческих ценностей (жизни, здоровья, образа жизни и др.). Сущность такого подхода заключена не только в применении для оценки результативности мероприятий формального расчета затрат и выгод, но и в учете влияния на достижение цели неформальных факторов, могущих иметь решающее значение. Методика

направлена на преодоление технократических иллюзий, исключающих широкие слои населения из обсуждения всех планов и программ правительства и превращающих население в пассивный объект социально-экономического манипулирования, и обеспечивает возможности учета общественного мнения (использование данных социологических опросов, писем и обращений граждан, общественных организаций и т. п.). Без учета общественного мнения принятые из лучших побуждений решения могут оказаться не только бесполезными, но и привести к нежелательным (а иногда прямо противоположным) результатам.

Предлагаемая методика сравнительной оценки мероприятий позволяет:

- оценить конкретный позитивный эффект, который может быть получен в результате проведения мероприятия; оценивать можно как проведенные, так и планируемые мероприятия;
- наглядно показать разницу в получаемых эффектах от различных мероприятий; можно сопоставить больший и меньший эффект;
- определить оптимальное сочетание мер (например, если социально-психологическая реабилитация оценивается по шести параметрам, то, следовательно, нужна такая подборка мероприятий, которая «покроет» все шесть параметров; если в некотором регионе наиболее остро стоит проблема занятости, то начать необходимо с выявления мер, способствующих решению этой задачи; при этом можно будет увидеть все «побочные» эффекты, которые могут иметь место при реализации мероприятия, и выбрать наиболее желательные);
- видеть взаимосвязь дополняющих друг друга мероприятий;
- оценить взаимозаменяемость мероприятий (при отказе от проведения определенного мероприятия негативные последствия можно сгладить выбором и принятием иных мер).

Разработанные алгоритмы позволяют целенаправленно и непротиворечиво проанализировать достаточно сложную совокупность взаимосвязанных работ, определить наиболее эффективные для достижения конечной цели мероприятия, проследить взаимосвязь и установить их оптимальное сочетание. Необходимость дальнейшего развития методики связана, в частности, с тем, что иерархическое моделирование задачи определения приоритетов (от верхнего уровня к нижним или в обратном порядке) не охватывает всего спектра проблем, возникающих при принятии решений в сложных системах, к которым в первую очередь следует относить социальные системы. Особенность таких систем состоит в том, что уровень может как доминировать, так и быть доминируемым (прямо или косвенно) другими уровнями посредством объективно существующей обратной связи между уровнями. В этом случае моделью системы является сеть, в которой узлы соответствуют уровням или

компонентам, элементы в узле (или на определенном уровне) могут влиять на некоторые или все элементы любого другого узла.

На момент подготовки настоящей работы Российской научной комиссией радиологической защиты были рассмотрены методические рекомендации по оптимизации защитных и восстановительных мероприятий после радиационной аварии [16]. Подход авторов методических рекомендаций к проблеме основан на анализе радиационных факторов риска, что предполагает использование в качестве исходного показателя ущерба коллективной эффективной дозы облучения населения.

В условиях малых доз облучения или невозможности их точного определения, что характерно для подавляющего большинства территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС, применение этого показателя исключено. Вместе с тем принятые государством в соответствии с законодательством обязательства по социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС, требуют проведения соответствующих реабилитационных мероприятий. В этом случае предлагаемая методика представляется более приемлемым вариантом, обеспечивающим решение проблем социальной защиты путем выбора эффективного по многим критериям комплекса мероприятий.

Таким образом, настоящая методика и принципы, заложенные в рекомендациях, разрабатываемых РНКРЗ, равно как и основополагающие принципы оптимизации вмешательства, изложенные в публикации 60 Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) [17], являются не взаимоисключающими, а скорее взаимодополняющими друг друга способами оптимизации и оценки эффективности защитных и восстановительных мероприятий, имеющими свои сферы применения.

Литература

1. Единая государственная программа по защите населения Российской Федерации от воздействия последствий чернобыльской катастрофы на 1992—1995 годы и на период до 2000 года: Принята решением Правительства РФ 1 октября 1992 г. (протокол № 29). — М., 1993.
2. Концепция радиационной, медицинской, социальной защиты и реабилитации населения Российской Федерации, подвергшегося аварийному облучению: Разработана и утверждена 4 марта 1994 г. РНКРЗ под председательством академика РАМН А. Ф. Цыба.
3. Вторжение в природную среду: оценка воздействия. — М., 1983.
4. Socio-economic analysis and planning: critical choice of methodologies. — Paris, 1986.

5. *Erickson P. A.* Environmental Impact Assessment. Principles and Applications. — New York, 1979.
6. Risk and Decisions. — Chichester, 1987.
7. Итоговый отчет о проведении работ по договору № 14/10 от 13.04.95 «Реализация мероприятий по управлению работами, предусмотренными Государственной программой по защите населения Российской Федерации от воздействия последствий чернобыльской катастрофы на 1992—1995 годы и на период до 2000 года». — М., 1995.
8. Итоговый отчет о проведении работ по договору № 10/6.5.1.5.6 от 12.05.96 «Разработка методики определения эффективности реабилитационных мероприятий в регионах». — М., 1996.
9. *Абалкина И. Л., Блинов Б. К., Линге И. И., Симонов А. В.* Разработка методики сравнительной эффективности реабилитационных мероприятий // Всероссийская конференция «Радиоэкологические, медицинские и социально-экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения». 21—25 мая 1995 года: Тезисы докладов. — М., 1995.
10. *Saaty T.* Принятие решений: Метод анализа иерархий. — М., 1993.
11. Методические рекомендации по оценке эффективности инвестиционных проектов и их отбору для финансирования: Утверждены Госстроем России, Минфином России, Минэкономики России, Госкомпромом России 31 марта 1994 г. — М., 1994.
12. *Johnson C. R., Wang T., Beine W.* A Note on Right-Left Asymmetry in an Eigenvector Ranking Scheme // J. Math. Psychology. — 1979. — Jan.
13. *Маркус М., Минк Х.* Обзор по теории матриц и матричных неравенств. — М.: Наука, 1972.
14. *Мудров А. Е.* Численные методы для ПЭВМ на языках Бейсик, Фортран и Паскаль. — Томск: МП «Раско», 1991.
15. Российский статистический ежегодник / Госкомстат. — М., 1996.
16. *Бархударов Р. М., Голиков В. Я., Демин В. Ф.* и др. Методические рекомендации по оптимизации защитных и восстановительных мероприятий после радиационной аварии: Доклад на заседании Российской научной комиссии радиологической защиты 17 февраля 1998 г.
17. Рекомендации Международной комиссии по радиологической защите 1990 года «Пределы годового поступления радионуклидов в организм работающих, основанные на рекомендациях 1990 года»: Публикации 60, часть 1, 61 МКРЗ. — М.: Энергоатомиздат, 1994.

Приложение 1. Некоторые методологические проблемы количественных оценок качества жизни и зарубежный опыт

Еще несколько десятилетий назад в оценке качества жизни доминировали экономические параметры. Экономический рост признавался главной целью общества, а физическое увеличение национального дохода должно было автоматически устранить неравенство, бедность и другие социальные проблемы. Общественное развитие вскоре опровергло эти представления: несмотря на стремительные темпы экономического роста в ряде стран, проблемы неравенства и бедности не только сохранились, но стали еще острее: безработица, неравномерное развитие регионов и отраслей, нарушение экологического баланса встали на повестку дня как в промышленно развитых, так и развивающихся странах. В настоящее время считается общепризнанным, что развитие определяется и экономическими, и другими параметрами — политическими, социальными, культурными, экологическими. Включение в число национальных приоритетов таких целей, как справедливое распределение доходов, сбалансированное экологическое развитие, социальное согласие, равный доступ к образованию и культуре, является наиболее существенным изменением последних десятилетий. Иными словами, фокус общественного внимания в оценке качества жизни заметно смещается от экономических параметров к социальным.

Явления социальной жизни в отличие от экономических процессов гораздо труднее поддаются точной оценке, поскольку во многом определяются политическими, психологическими и иными условиями и мотивами. Более того, социальные проблемы настолько тесно переплетены и взаимообусловлены, что их трудно однозначно определить. А в зависимости от того, как сформулирована проблема, могут быть предложены различные варианты ее решения. Сравнить их далеко не всегда представляется возможным: определяя, например, энергетический кризис как кризис предложения или как структурный дисбаланс, исследователь получает принципиально различные пути решения проблемы.

Не менее важен отбор критериев. Не будет преувеличением сказать, что попытки получить детальное и разностороннее описание проблемы оборачиваются накоплением самой разнородной информации, чрезвычайно затрудняющей аналитический процесс. Необходимо, таким образом, выбрать систему координат, представляющую определенный метод организации данных. Однако методологические посылки, положенные в основу исследования, в условиях неопределенности, которая всегда сопровождает анализ сложных социальных явлений, могут обуславливать те результаты и выводы, которые будут получены впоследствии. Далее, нужно учитывать, что сфера

социальной жизни — предмет изучения многих наук, поэтому взгляды на решение тех или иных проблем могут быть весьма различны.

Зависимость предлагаемых путей решения проблемы от ее исходной формулировки весьма наглядно представлена в одном из изданий ЮНЕСКО по вопросам социально-экономического анализа (табл. 13).

Таблица 13. Взгляд на пути преодоления бедности

Профессиональная сфера	Диагноз проблемы	Типичные рекомендации
Здравоохранение	Плохое питание, экологический стресс	Вакцинация, улучшение санитарных условий
Сельское хозяйство	Нехватка продовольствия	Производство продовольствия, продовольственная помощь, новые технологии в сельском хозяйстве
Градостроительство и архитектура	Неудовлетворительная физическая среда, плохие жилищные условия	Строительство жилых домов, новые населенные пункты
Демография	Высокая плотность населения, высокие темпы роста населения	Регулирование рождаемости, планирование семьи, миграция и расселение
Экология	Деградация природной среды	Охрана среды, умеренный образ жизни, природосберегающие технологии
Марксизм	Капитализм	Пролетарская революция
Управление	Недостаточный уровень управления, координации и планирования	Создание органов управления, обучение персонала, улучшение систем управления
Образование	Неграмотность, неправильный подход, недостаточные знания	Народное образование, средства массовой информации
Экономика (неоклассическая школа)	Недостатки распределения, отставание предложения от спроса	Денежная политика, программы занятости, экономический рост

Природу таких сложных социальных явлений, как бедность, определяют многие факторы. Несмотря на бурное развитие аналитических методов, причинно-следственные связи, обусловленные взаимодействием этих факторов, плохо поддаются формальному описанию. Более того, многие факторы — скорее симптомы явления или его производные, а глубинные причины часто остаются в тени. Исследование же причин, описываемых

отнюдь не теми показателями, которые используются для характеристики самого явления, необходимо для выработки обоснованных путей преодоления проблемы. В качестве иллюстрации можно сослаться на оценку программы исследований по проблеме бедности в США, проведенную в начале 1980-х годов. В результате анализа выяснилось, что большинство исследований было сосредоточено на проявлениях проблемы, лежавших на поверхности, поэтому типичные рекомендации не выходили за рамки предложений того или иного механизма перераспределения доходов. Вследствие этого в исследованиях даже не рассматривались такие меры, как создание рабочих мест или структурная перестройка экономики. Во многих работах по проблемам социально-экономического анализа именно выбор методологии оценки считается наиболее уязвимым местом социальных исследований. Рассмотрим некоторые причины такого положения дел.

Во-первых, как уже отмечалось, одна и та же проблема может быть сформулирована различными способами. В свою очередь, от того, как будет определено содержание проблемы, зависит выбор критериев и показателей оценки.

Во-вторых, одни и те же факты могут получать различную интерпретацию. Даже простой отбор данных может быть как предметом политических манипуляций и средством выражения интересов определенных структур, так и отражением господствующих теорий и общественных настроений. Таким образом, уже на стадии отбора данных интерпретация действительности приобретает определенный идеологический подтекст. Далее, одни и те же показатели могут обозначать различные процессы в зависимости от исторического или социального контекста. Скажем, увеличение потребления электроэнергии будет означать рост благосостояния в одном случае и его снижение из-за неэффективного использования ресурсов и загрязнения окружающей среды в другом.

В-третьих, некорректный выбор показателей может скрывать и искажать реальные процессы, происходящие в обществе. Уровень безработицы, являясь важнейшим показателем экономического и социального неблагополучия, не даст тем не менее полного представления о положении дел без данных о выплате пособий, страховании, наличии «теневой» занятости и др.

Следует отметить относительность выводов, которые могут быть получены на основе количественных параметров. Например, объективная оценка здоровья и его субъективное восприятие часто расходятся: благополучная картина заболеваемости может сопровождаться низкой самооценкой здоровья, страхом заболеть и т. п. С другой стороны, рост заболеваемости, отраженный в статистических данных, не всегда свидетельствует об изменении состояния здоровья населения в худшую сторону: такой рост может быть производным от проведения массовой диспансеризации и использования более совершенных диагностических методов. Таким образом, кри-

тический анализ показателей является необходимым элементом оценки качества жизни.

Наконец, важно подчеркнуть, что интерпретация показателей — это опять же вопрос методологии. Известно, что «больше» не всегда означает «лучше»: не обязательно большее число учителей обеспечит более высокий уровень знаний, а рост количества врачей — увеличение продолжительности жизни. Исходные допущения могут решающим образом повлиять на адекватность отражения реальной жизни.

Выбор показателей, безусловно, зависит и от целей анализа. Скажем, на основе количественных показателей возможно исследовать выбранную группу населения и сравнить ее с другими группами и населением в целом. В дополнение к количественным показателям могут быть использованы и качественные, однако последние будут различаться в зависимости от того, нужно ли сравнить различные аспекты жизни внутри исследуемой группы или сопоставить группу с другими категориями населения.

Следует отметить, что предполагаемое использование результатов анализа также влияет на выбор показателей. Данные должны быть представлены в форме, удобной для обоснования принятия того или иного решения. Сбор и обработка информации являются, пожалуй, наиболее дорогостоящей частью оценки качества жизни. Не всякое ведомство, нуждающееся в такого рода данных, может позволить себе проведение специальных опросов и исследований. К тому же непредвзятый анализ затронет интересы ведомства, если выявит провал или неэффективность проводимой им политики. Поэтому ведомство может быть ориентировано на получение результатов, согласующихся с целями его деятельности. Не случайно, например, в США существует стойкое убеждение, что государственные инстанции должны не только строго придерживаться норм нейтральности и объективности в подаче социальной информации, но и всячески избегать какой-либо ее интерпретации, поскольку это может означать поддержку определенной точки зрения или программы действий. Но даже при методологически безупречном построении роль анализа может быть сведена к минимуму, если процесс принятия решений находится под влиянием политических, групповых или иных интересов.

Среди международных организаций наибольшее внимание к использованию социальных показателей в планировании развития проявляло ЮНЕСКО. Социальные показатели, по определению ЮНЕСКО, измеряют уровень благосостояния различных составляющих социальной жизни и изменения в социально-экономических условиях. Такие показатели, по мнению этой организации, необходимы прежде всего для решения следующих задач:

- описания социальных целей в точном количественном измерении;

- разработки политики;
- мониторинга изменений в социальных системах;
- характеристики социальных систем в исследовательских целях.

ЮНЕСКО сосредоточило значительные усилия на использовании показателей состояния специфических, бесправных и ущемленных групп населения, а также на изменении этого состояния. Таких групп несколько. Во-первых, женщины, дискриминация которых в скрытой или явной форме наблюдается практически во всех странах. Помимо информации о доступе к образованию и занятости используются данные об участии в политической жизни и др. Особо подчеркивается необходимость получения информации из неформальных источников — опросов, личных бесед и т. п. На этой основе создаются три вида показателей, описывающих инфраструктуру, положение женщин и институциональные механизмы. Такие показатели разработаны в ряде стран, в частности в Индии и США, но их использование на практике ограничено.

Другая значительная категория населения — этнические и социальные группы. Меньшинства, выделяемые по национальному, этническому, языковому, религиозному или родовому признаку, представляют собой критическую группу населения в большинстве стран. Значительное неравенство существует также между регионами и между социальными группами. При анализе положения этнических и социальных групп ЮНЕСКО подчеркивает важность использования показателей, отражающих социальный контекст, экономическую специфику и идеологию страны.

В следующую группу выделены инвалиды, которых в мире насчитывается 450 млн, причем 70% из них живут в развивающихся странах. Показатели должны отражать причины, приведшие к инвалидности, превентивные мероприятия, а также механизм социальной интеграции.

Типичные проблемы еще одной группы населения, людей пожилого возраста, — это увольнение с работы, невозможность получить переподготовку, социальная изоляция. Для характеристики этой группы нужны различные виды показателей, оценивающих как положение пожилых людей в обществе, так и меры, принимаемые для улучшения их жизни.

В особо уязвимом положении, как подчеркивает ЮНЕСКО, оказываются дети. Здесь наиболее острые вопросы — питание, жилищные условия и психологические проблемы. Преступления против детей, питание, детская занятость, а также региональные различия — таковы лишь некоторые сферы, для которых, по мнению ЮНЕСКО, должны быть разработаны соответствующие показатели.

Наиболее разработанными как в методологическом, так и практическом плане следует признать параметры, характеризующие здоровье населения. Это сфера признается основной составляющей качества жизни и является приоритетной для всех без исключения стран. Параметры, характеризующие указан-

ную сферу, можно разделить на три основные группы: состояние здоровья населения, факторы воздействия, развитие системы здравоохранения.

Показательно, что в качестве факторов воздействия зачастую выступают показатели, относимые к другим составляющим качества жизни — жилищным условиям, образованию и др. Неопределенность, связанная с измерением вклада каждого фактора в состояние здоровья, не считается принципиальным препятствием для сбора информации, поскольку сами факторы воздействия достаточно четко определены.

Приведем краткое описание показателей, используемых Всемирной организацией здравоохранения в программе «Здоровье для всех к 2000 году». Они делятся на следующие пять групп:

- увеличение продолжительности жизни (ожидаемая продолжительность жизни в различном возрасте; детская смертность; сердечно-сосудистые заболевания; злокачественные опухоли, в том числе по видам; телесные повреждения и отравления; автотранспортные аварии; самоубийства);
- улучшение здоровья на протяжении жизни (инфекционные заболевания по видам; нетрудоспособность, в том числе длительная; политика и законодательство, в том числе по отношению к инвалидам);
- образ жизни (потребление алкоголя, табачных изделий, наркотиков; потребление калорий; физические параметры, в том числе вес новорожденных; социальная поддержка; образование в области здравоохранения; грамотность; защита потребителей);
- экологические условия (публичная информация об экологических рисках; контроль за загрязнением на автотранспорте; системы контроля; водоснабжение и канализация; качество воздуха; безопасность пищевых продуктов; опасные отходы; жилищные условия и расселение; профессиональные риски; профессиональные заболевания);
- система здравоохранения (расходы и распределение ресурсов; прививки; первичная медицинская помощь и политика в этой области; национальная система информации; качество медицинской помощи; технологии; подготовка персонала; исследования).

Среди промышленно развитых стран наибольшие усилия по включению социальных параметров в национальные статистические расчеты предприняла Франция. Только в этой стране обсуждались амбициозные планы отказаться от традиционных параметров планирования, таких как темпы роста валового национального продукта, населения, инфляции, и заменить их социальными показателями. Согласно более умеренным взглядам социальные показатели должны характеризовать все те сферы, которые составляют основу повседневной жизни и не могут быть измерены обычным путем.

Безусловным общественным приоритетом оказалась сфера здоровья, для оценки состояния которой и определения политики в этой области разрабатывались соответствующие показатели. Важнейшими среди них оказались показатели заболеваемости и смертности, а также «участие в социальной жизни», определяемое как совокупность показателей, характеризующих место индивида в обществе (уровень доходов, образования и др.). Приведем более подробную классификацию показателей, отобранных исследователями на основе данных Министерства здравоохранения Франции:

- образ жизни (потребление алкоголя, табачных изделий, пищевых продуктов; использование автотранспортных средств; профессиональные риски);
- состояние здоровья (смертность, в том числе детская; ожидаемая продолжительность жизни по социальным и профессиональным группам);
- причины смертности (показатели смертности от различных причин; причины нетрудоспособности);
- услуги здравоохранения (число больничных мест; виды оказанной помощи; внешние консультации; частная медицинская помощь);
- конечное потребление услуг здравоохранения (расходы в процентах к семейному бюджету и валовому национальному продукту, а также по видам медицинской помощи);
- ресурсы здравоохранения (мощности; число врачей; финансирование).

Предлагаются и другие схемы группировки показателей. Достаточно широко используется выделение показателей подверженности рискам, относящих человека к определенной социальной или культурной группе, описывающих образ жизни, уровень доходов и условия труда.

Говоря о Японии, следует прежде всего отметить большое значение, которое традиционно придается социальным факторам жизни, и приоритетность таких социальных целей, как качество жизни, социальное партнерство и справедливость. Япония демонстрирует тщательно взвешенные подходы к оценке национального благосостояния, примером которых служит система социальных показателей, измеряющих благополучие отдельных сфер жизни общества.

Система социальных показателей в этой стране разработана для всесторонней оценки состояния различных аспектов повседневной жизни. Более 250 показателей классифицируются в соответствии с десятью сферами социальных интересов, которыми являются: здоровье, образование и культура, занятость и качество условий труда, досуг, доходы и потребление, физическая среда, личная безопасность и правовая система, качество места проживания, классы и социальная мобильность. Для каждой из них установлены фундаментальные общественные цели, которые, в свою очередь, подразделяются на более конкретные задачи. Для характеристики последних установлены количественные показатели. Достижение фундаментальных целей происходит поэтапно —

каждый из принятых в Японии планов развития хозяйства решал специфические задачи в различных областях. Таким образом, система социальных показателей не только оценивает состояние, но и содержит характеристику долгосрочных интересов в каждой из указанных сфер. В табл. 14 в качестве иллюстрации приведен пример из сферы здоровья.

Таблица 14. Характеристика фундаментальных общественных целей развития в Японии (фрагмент)

Фундаментальная цель	Задачи	Подзадачи	Показатели
Здоровье, долголетие	Снижение уровня ухудшения здоровья смерть, телесные повреждения, болезни) на протяжении жизни	Уменьшение угрозы смерти Уменьшение количества болезней и телесных повреждений и улучшение условий их протекания Уменьшение числа душевнобольных и улучшение условий их жизни Уменьшение числа умственно отсталых и улучшение условий их жизни Уменьшение числа лиц с физическими недостатками и улучшение условий их жизни	Уровень смертности Средняя продолжительность жизни Уровень заболеваемости и телесных повреждений Частота заболеваний Частота заболеваний Частота заболеваний
	Возможность улучшения здоровья	Улучшение физических характеристик (рост, вес и т. п.) Увеличение физической силы	Физические параметры (рост, вес и т. п.) Измерение физической силы

Приложение 2. Классификация параметров качества жизни и цели программы реабилитации

Параметры качества жизни (табл. 15) представлены в шести разделах:

- Демография. Характеристика населения с различных позиций, а также различные аспекты положения семьи в обществе.
- Здоровье и безопасность. Всевозможные виды рисков, угрожающих жизни и здоровью человека.

- Экология. Состояние среды обитания с точки зрения загрязнения, основные тенденции в использовании ресурсов.
- Экономика. Экономическая ситуация в регионе, уровень материального благосостояния населения и его социальную защищенность, а также источники бюджетных средств и направления их расходования.
- Социальные условия. Бытовые условия жизни населения, состояние сфер образования, здравоохранения и культуры, рекреационные возможности.
- Социальная жизнь. Различные аспекты взаимодействия личности и общества, а также факторы субъективного порядка.

Таблица 15. Классификация параметров качества жизни

1. Демография	Население (численность и состав, особые группы) Система расселения (плотность, концентрация, урбанизация, населенные пункты) Миграция
2. Здоровье и безопасность	Семья (разводы, неполные семьи, дома-интернаты) Заболеваемость и смертность Питание (структура и калорийность) Санитарно-гигиеническая обстановка (инфекционные заболевания, пищевые цепи, питьевая вода, опасные загрязнители, санитарные зоны, шум) Охрана труда (профессиональные заболевания, несчастные случаи на производстве) Чрезвычайные ситуации (аварии, стихийные бедствия) Социальные риски (вредные привычки, транспортные аварии, бытовой травматизм) Общественная безопасность (противопожарная и полицейская службы, правонарушения и общественные беспорядки)
3. Экология	Уровень загрязнения (качество воды, воздуха, загрязнение почвы) Радиационная обстановка Состояние и использование земельных ресурсов Удаление отходов
4. Экономика	Возобновление ресурсов Занятость и безработица (уровень занятости, безработица, распределение рабочих мест, переподготовка) Доходы и уровень благосостояния (уровень жизни, налоги и бюджет, перераспределение доходов) Деловая активность Отраслевая структура
5. Социальные условия	Условия проживания (жилищные условия, коммунальные и бытовые услуги, торговля, транспорт и связь) Образование (уровень образования, доступ к образованию, качество обучения) Медицинское обслуживание Культура и досуг (доступ к информации и культуре, физкультура и спорт, рекреация) Социальная помощь (интернаты, патронаж, реабилитационные центры)

Табл. 15 (окончание)

6. Социальная жизнь	<p>Общественно-политическая жизнь (партии, участие в управлении, выборы, общественное мнение, дискриминация, права личности)</p> <p>Традиции и общественные ценности (национальные и религиозные приоритеты, религия, язык, памятники, природа, духовные ценности, обычаи, мораль, мода)</p> <p>Личность (предпочтения и устремления, удовлетворенность, самооценка)</p> <p>Психологический климат</p>
----------------------------	--

Приведенный перечень параметров качества жизни, наполненный конкретными показателями (они могут определяться в соответствии с принятыми в международной практике нормами, о чем отчасти уже говорилось, либо выбор показателей диктуют практические соображения наличия данных) может быть использован для решения следующих задач.

Во-первых, можно определить и представить в наглядной форме, какие параметры качества жизни подпадают под действие программы реабилитации в каждом конкретном регионе и должны включаться в планы соответствующих мероприятий.

Во-вторых, на основе анализа фактических данных можно установить «кризисные» сферы жизнедеятельности региона и негативные тенденции развития во всей их совокупности. Задача определения причин негативных явлений представляется более сложной, поскольку этим вопросам присуща значительная неопределенность. Аналогичные трудности встретятся при определении воздействия каких-либо факторов на различные сферы жизнедеятельности. Однако эти препятствия можно обойти, если необходимо обрисовать ситуацию в общих чертах. Тогда вместо точных количественных измерений можно воспользоваться шкалой «лучший — худший» (табл. 16).

Таблица 16. Параметры качества жизни и их изменение

Параметр	Показатель	Оценка развития ситуации		
		Улучшается	Ухудшается	Не изменяется
Демография: население	Рождаемость		+	
Экология: уровень загрязнения	Концентрации NO _x			+

В-третьих, пользуясь параметрами качества жизни, можно определить региональные приоритеты и сформулировать цели развития (реабилитации). Выбор конкретных проектов и оценка воздействия также могут быть проведены на основе выбранных параметров.

В-четвертых, изменение конкретных значений показателей может служить одной из оценок результативности реабилитации. При этом цель, как и ре-

зультат, не обязательно формулировать в четком количественном измерении: например, может быть поставлена задача не допустить ухудшения ситуации в какой-либо сфере, о чем будет свидетельствовать динамика соответствующих показателей.

На основе перечня параметров качества жизни можно получить сравнительные данные о субъективной оценке состояния различных сфер и приоритетности направлений реабилитации различными сторонами — экспертами, населением, директорским корпусом и др. Совпадение позиций можно считать одним из критериев приоритетности расходования бюджетных средств.

Наконец, перечень параметров может служить основой для составления агрегированных показателей и моделирования социальных процессов. Однако использование результатов такого анализа для обоснования принимаемых решений, на наш взгляд, ограничено в силу технических сложностей и несовершенства используемых методик.

Приложение 3. Укрупненная номенклатура реабилитационных мероприятий

Номенклатура (перечень) реабилитационных мероприятий, подлежащих планированию и контролю при ликвидации последствий радиационной аварии, разделена на две части — мероприятия, требующие для своего выполнения капитальных вложений, и мероприятия, основывающиеся на текущих затратах бюджетных или иных средств.

Капитальные вложения

1. Охрана здоровья:

- создание региональных центров по оказанию специализированной медицинской помощи⁶;
- строительство (реконструкция) санаторно-курортных, оздоровительных и других реабилитационных учреждений.

2. Контроль за радиационно-экологической обстановкой и состоянием окружающей среды:

- организация проектирования, изготовления и ремонта приборов радиационного и химического контроля.

3. Мероприятия в зоне отчуждения:

- консервация и поддержание объектов на загрязненных территориях.

⁶ Консультативно-лечебные центры психологической реабилитации.

4. Снижение радиационного воздействия на население (экологическая компенсация ранее полученной дозы):

- создание мощностей по производству и хранению продуктов питания;
- локальная дезактивация и захоронение отходов;
- мероприятия в сельском хозяйстве;
- мероприятия в лесном хозяйстве.

5. Социальная и социально-психологическая реабилитация:

- строительство и реконструкция жилых домов;
- строительство и реконструкция объектов коммунального хозяйства;
- строительство и реконструкция объектов культуры, образования;
- реконструкция и строительство дорог;
- реконструкция и строительство газовых и электрических сетей.

6. Научное обеспечение:

- приобретение оборудования и приборов.

Текущие затраты

1. Компенсации и льготы:

- выплата компенсаций и льгот населению, подвергшемуся воздействию радиации и участникам ликвидации последствий аварии.

2. Охрана здоровья:

- ежегодная целевая диспансеризация;
- совершенствование служб специализированной медицинской помощи⁷;
- подготовка и обеспечение медицинскими кадрами;
- медицинское обслуживание пострадавших;
- приобретение лекарственных средств, диагностических препаратов и т. п.;
- обеспечение работы экспертных советов по установлению причинной связи заболеваний;
- обеспечение работы Российского государственного медико-дозиметрического регистра.

3. Контроль за радиационно-экологической обстановкой и состоянием окружающей среды:

⁷ Стоматологическая, зубопротезная, медико-психологическая и другие виды специализированной медицинской помощи.

- мониторинг радиоактивного и химического загрязнения окружающей среды;
- создание и ведение централизованного и региональных банков данных, разработка долгосрочных и краткосрочных прогнозов.

4. Мероприятия в зоне отчуждения и на территории обязательного отселения:

- обеспечение охраны загрязненной территорий;
- обеспечение функционирования транспорта и других инженерных коммуникаций.

5. Мероприятия по снижению дозовой нагрузки:

- мероприятия в агропромышленном производстве ⁸;
- локальная дезактивация и захоронение радиоактивных отходов ⁹;
- обеспечение ведения лесного хозяйства и лесопромышленной деятельности ¹⁰.

6. Социальная и социально-психологическая реабилитация населения:

- социально-психологическая реабилитация ¹¹;
- меры по обеспечению устойчивого функционирования железнодорожного и воздушного транспорта;
- обустройство военных гарнизонов в загрязненных районах.

7. Экономическая реабилитация территорий:

- экономическая реабилитация территорий, затронутых аварией.

⁸ Приобретение техники, обеспечение радиационной безопасности при проведении сельскохозяйственных работ, поддержание и рекультивация земель, исключенных из землепользования в зоне отчуждения и на территории обязательного отселения, радиационный и экологический контроль за уровнем загрязнения сельскохозяйственной и лесной продукции, обеспечение контрактной системы найма, освоение и внедрение новых технологий.

⁹ Дезактивационные работы, оздоровление экологической обстановки, в том числе реконструкция и обеспечение эффективной эксплуатации очистных сооружений, комплексные природоохранные мероприятия, безопасное применение пестицидов и др.

¹⁰ Охрана лесов от пожаров, вредителей и болезней, освоение и внедрение новых технологий, реконструкция и развитие материально-технической базы для обеспечения работ в загрязненной зоне.

¹¹ Организация семейных детских домов, пансионатов для престарелых и инвалидов, создание центров профессиональной переподготовки и трудоустройства населения, создание центров (кабинетов) психологической разгрузки.

8. Научное обеспечение работ по преодолению последствий радиационной аварии:

- охрана здоровья;
- социальная защита и социальная реабилитация населения;
- эколого-радиологические проблемы загрязненных территорий;
- агропромышленное производство и лесное хозяйство в послеварийный период на загрязненных территориях;
- экономическая реабилитация пострадавших от аварии регионов;
- управление защитными и восстановительными мероприятиями.

9. Мероприятия по совершенствованию форм и методов международного и межгосударственного сотрудничества по преодолению последствий радиационной аварии:

- прием зарубежных экспертов ¹²;
- перевод и издание материалов по международному сотрудничеству;
- международные конференции и совещания ¹³;
- создание аудио- и видеопродукции и экспозиций выставок.

10. Мероприятия по сотрудничеству с общественными организациями:

- резерв для поддержки деятельности общественных объединений.

11. Мероприятия, связанные с управлением работами:

- функционирование подразделений государственной системы управления реализацией программы ¹⁴;
- информационно-аналитическое обеспечение работ по управлению ¹⁵.

¹² Подготовка совместных программ сотрудничества, проведение консультаций по вопросам преодоления последствий радиационной аварии.

¹³ Организация конференций и совещаний в России, участие российских ученых и специалистов в зарубежных конференциях.

¹⁴ МЧС России, другие министерства, ведомства и организации федерального подчинения, а также органы управления местной администрации.

¹⁵ Создание интегрированной информационной системы поддержки принятия решений; развитие и эксплуатация межотраслевой системы информационного обеспечения радиационно-гигиенической, медико-демографической и социально-экономической информации; развитие технической базы центрального банка данных межотраслевой информационной системы; внедрение, эксплуатация и развитие информационно-управляющей системы МЧС России; создание, внедрение и эксплуатация комплекса программно-технических средств приема, передачи, обработки и предоставления оперативных данных руководству; информационное обслуживание населения.

Приложение 4. Цели и критерии оценки реабилитационных мероприятий по направлениям

Медицинская реабилитация

1. Развитие первичной медицинской помощи:

- количество:
 - доля (в %) средств, расходуемых на местном уровне;
 - число жителей (населенных пунктов), обеспеченных первичной медицинской помощью, в том числе по направлениям:
 - 1) терапевтическая;
 - 2) акушерская;
 - 3) стоматологическая;
 - 4) при травмах и несчастных случаях;
 - 5) аптеки и медикаменты;
- качество:
 - 1) доступность;
 - 2) обеспеченность медикаментами и техническими средствами.

2. Развитие специализированной медицинской помощи:

- диагностические мощности (пропускная способность, обеспеченность аппаратурой и др.);
- больничное обслуживание (число коек на 1000 жителей, в том числе по направлениям — радиационная медицина, хирургия, материнство и детство и др.);
- реабилитационные мощности (пропускная способность);
- поликлиническая помощь (медицинский персонал на 1000 жителей);
- качество специализированной медицинской помощи:
 - 1) пропускная способность учреждений;
 - 2) доступность (нехватка);
 - 3) доля населения, нуждающегося в специальной помощи;
 - 4) внедрение современной медицинской техники, методов диагностики и лечения;
 - 5) эффективность использования мощностей и медицинской техники (загрузка, простои и др.).

3. Медицинские кадры, информация и исследования:

- медицинские кадры (на 1000 жителей; укомплектованность, в том числе первичная медицинская помощь, специализированная медицинская помощь, фармацевты);
- подготовка кадров и программы переподготовки;
- мониторинг и исследовательская работа (банки данных и др.);
- новые формы медобслуживания и повышение эффективности (мобильная медицинская помощь, приглашение специалистов по контрактам, новые методики и др.);
- медицинская грамотность населения (популяризация знаний, обучение приемам первой помощи, пропаганда здорового образа жизни).

4. Профилактика заболеваемости:

- иммунологическая и эпидемиологическая защита населения;
- диспансерное обслуживание, медосмотры;
- повышение резистентности, в том числе у детей и подростков;
- физкультура и спорт (объекты, охват населения, программы, в том числе для детей и подростков, программы здорового образа жизни, группы здоровья, детские программы, новые методики);
- предупреждение и снятие стрессированности (медицинские меры, психологическая помощь, кабинеты релаксации);
- лекарственное обеспечение, детское питание;
- снижение доз облучения из различных источников (см. раздел «Санитарно-гигиеническая и экологическая реабилитация»);
- санаторно-курортное обслуживание (материальная база, процент загрузки, пропускная способность).

5. Медицинская ситуация в целом (снижение заболеваемости):

- охрана детства:
 - 1) смертность новорожденных;
 - 2) патология новорожденных;
 - 3) вес новорожденных — доля детей с весом меньше 2500 г;
 - 4) смертность детей до 1 года;
- заболеваемость населения (смертность, число заболевших):
 - 1) сердечно-сосудистые заболевания;
 - 2) новообразования;
 - 3) инфекционные заболевания (дифтерит, полиомиелит, гепатит, туберкулез, кожно-венерические и др.);

- трудоспособность населения:
 - 1) доля инвалидов;
 - 2) доля инвалидов в трудоспособном возрасте;
 - 3) временная нетрудоспособность (всего рабочих дней за год на одного работающего);
- развитие законодательства, правовая база, управление.

Санитарно-гигиеническая и экологическая реабилитация

1. Улучшение санитарных условий проживания:

- число и доля (в %) жителей, проживающих в ветхих (не соответствующих санитарным нормам) помещениях
- число и доля (в %) жителей (населенных пунктов), обеспеченных качественной питьевой водой
- водоснабжение и канализация:
 - 1) число и доля (в %) населенных пунктов, отвечающих санитарным нормам;
 - 2) вводимые и планируемые мощности;
- газоснабжение:
 - 1) число населенных пунктов;
 - 2) протяженность газовых сетей и др.;
- объем и структура затрат на вышеперечисленные пункты — доля (в %) средств, выделяемых местными бюджетами и др.

2. Улучшение экологической обстановки (исключая радиацию):

- качество воздуха:
 - 1) промышленные и транспортные выбросы, пылеобразование;
 - 2) предотвращение ухудшения ситуации (очистные сооружения, новые технологии, планирование развития);
- водные ресурсы:
 - 1) очистка стоков (промышленных, бытовых, сельскохозяйственных);
 - 2) состояние водоемов;
 - 3) контроль за содержанием тяжелых металлов и других опасных соединений;
- почвы:
 - 1) контроль за удалением отходов, в том числе опасных;
 - 2) оборудование мест захоронения отходов, очистка свалок;
 - 3) улучшение сельскохозяйственных угодий, использование удобрений;
- городская среда:

- 1) благоустройство территорий;
- 2) контроль над загрязнением на промышленных объектах.

3. Снижение рисков (исключая радиацию):

- условия труда:
 - 1) техника безопасности;
 - 2) загрязненность;
 - 3) профилактика профессиональных заболеваний;
- продукты питания:
 - 1) ветеринарная служба;
 - 2) контроль за содержанием вредных веществ;
 - 3) разнообразие и качество;
- аварии и аварийные ситуации (количество, число пострадавших):
 - 1) промышленные аварии;
 - 2) несчастные случаи;
 - 3) бытовые риски (пожары, отравления, увечья и др.);
- окружающая среда (см. раздел «Улучшение экологической обстановки (исключая радиацию)»).

4. Службы контроля:

- финансирование;
- кадры;
- техническое обеспечение;
- управление.

5. Снижение радиационной нагрузки (объем и структура затрат, контроль над ситуацией, выполнение плана работ):

- снижение уровня загрязнения продуктов питания, сельскохозяйственной и лесной продукции;
- агромелиоративные мероприятия;
- очистка территорий и захоронение отходов;
- мониторинг радиационной обстановки и исследования;
- снижение радиационной нагрузки из иных источников (радон, медицинские исследования, стройматериалы);
- службы контроля (кадры, техническое обеспечение).

Экономическая реабилитация

1. Расширение предложения товаров и услуг:

- товары первой необходимости:

- 1) обеспеченность — перебои — дефицит;
 - 2) уровень самообеспеченности региона;
- предприятия:
 - 1) загрузка мощностей на действующих предприятиях;
 - 2) простои, закрытия (причины — кроме радиационной обстановки);
 - 3) доля (в %) новых и модернизируемых предприятий в выпуске продукции;
 - регион в целом:
 - 1) экспортный потенциал региона и потребности во ввозе продукции;
 - 2) мощности строительной индустрии (потенциал роста — дефицит);
 - 3) местные ресурсы (обеспеченность, уровень экономического использования);
 - 4) услуги (банковская сеть и др.).

2. Доходы:

- уровень бедности и бюджет:
 - 1) прирост цен и доходов (покупательная способность, потребительская корзина);
 - 2) доля (в %) жителей с доходом ниже официального прожиточного минимума;
 - 3) доля (в %) жителей, получающих пособия из социальных фондов;
 - 4) дефицит местного бюджета (снижение — рост);
 - 5) финансовая помощь федеральных властей (всего, в % к размеру местного бюджета, в том числе дотации в местный бюджет и федеральные программы);
- деловая активность (рост — спад):
 - 1) прирост валового продукта в регионе;
 - 2) прирост прибыли предприятий (с учетом инфляции);
 - 3) накопление (инвестиции в местную экономику, в том числе за счет федеральных средств, местного бюджета, средств предприятий);
- убыточность экономической деятельности:
 - 1) дотации предприятиям;
 - 2) дотации населению.

3. Занятость:

- доля занятых в общей численности населения (снижение — рост);
- программы обучения и переподготовки кадров.

4. Инфраструктура:

- энергообеспечение (потенциал роста, дефицит и т. д.);

- газо- и водоснабжение;
- транспорт и связь (дороги, в том числе с асфальтовым покрытием, авто-транспортные средства, телефонная сеть, обслуживающие мощности);
- иное (ремонтные мощности, складские помещения, переработка отходов и др.).

5. Эффективность:

- ресурсоемкость продукции (снижение — рост);
- загрузка производственных мощностей, в том числе простои и закрытие предприятий;
- износ мощностей;
- вовлечение в хозяйственный оборот местных ресурсов, в том числе потенциал роста с учетом радиационной безопасности;
- использование трудовых ресурсов.

6. Экономический климат:

- развитие предпринимательства:
 - 1) число и доля (в %) приватизируемых предприятий, в том числе по отраслям и формам приватизации (аукционы и др.);
 - 2) доля (в %) продукции, производимой на приватизированных и частных предприятиях, в том числе в фермерских хозяйствах;
 - 3) число и доля (в %) занятых в частном секторе;
 - 4) программы поддержки и развития;
- инвестиционный климат ¹⁶:
 - 1) прирост частных инвестиций;
 - 2) прирост государственных инвестиций, в том числе федеральных и местных;
 - 3) наличие ресурсов ¹⁷;
- социальные факторы:
 - 1) экономическая культура (образование, квалификация, дисциплина);
 - 2) отношение местных властей;
 - 3) отношение населения к новым экономическим формам.

Социально-психологическая реабилитация

1. Благополучие:

¹⁶ Налоговые льготы, кредитование, правовая база, содействие и заинтересованность властей.

¹⁷ Природные, трудовые и другие ресурсы.

- см. раздел «Экономическая реабилитация»;
- собственность:
 - 1) число городских жителей, имеющих дачи, садовые участки;
 - 2) число сельских жителей, имеющих автотранспорт, технику, приусадебное хозяйство;
 - 3) иное.
- 2. Улучшение условий жизни:**
- см. раздел «Санитарно-гигиеническая и экологическая реабилитация»;
- жилье:
 - 1) доля (в %) и число людей, нуждающихся в улучшении жилищных условий (снижение — рост);
 - 2) средняя жилая площадь на человека;
 - 3) доля (в %) семей, проживающих в отдельных домах (квартирах);
- транспорт и связь:
 - 1) годовые затраты на все виды транспорта на душу населения и доля (в %) в бюджете (снижение — рост с учетом инфляции);
 - 2) протяженность автобусных маршрутов, км;
 - 3) автобусный парк;
 - 4) доля (в %) и число жителей (населенных пунктов, обеспеченных телефонной связью);
- коммунальные услуги (число населенных пунктов или в расчете на 1000 жителей):
 - 1) бани;
 - 2) прачечные и химчистки;
 - 3) магазины;

Приложение 5. План представления информации об инвестиционном проекте при получении финансирования из средств федеральной программы

I. Краткая характеристика проекта

Указывается название и цель проекта, регион и отрасль, основное направление реабилитации и выгоды проекта, а также влияние проекта на другие направления реабилитации.

II. Продукция

Представляется характеристика продукции (услуг), описываются ее особенности по сравнению с другими образцами (научно-технический уровень, цена и др.), указываются необходимость и возможности совершенствования продукции.

III. Технология

Представляются данные о требуемых помещениях, оборудовании, указываются возможный объем производства и предполагаемые поставщики, дается сравнительная характеристика надежности (безопасности) технологии.

IV. Описание рынка

Указываются основные потребители продукции (услуг), объем рынка и предполагаемая доля на нем, представляются сведения о конкуренции на рынке и о мерах, которые предполагается предпринять для обеспечения устойчивости на рынке.

V. Менеджмент

Указываются участники проекта, структура управления проектом на различных этапах его осуществления. Приводится анализ рисков и меры поддержки проекта.

VI. Финансовый план

Указываются фонды, необходимые для осуществления проекта, и время их получения (в том числе собственные средства, заемные средства, бюджетные средства и др.). Приводятся данные о себестоимости продукции, рентабельности и объемах продаж.

VII. Альтернативные варианты

Рассматриваются альтернативные мероприятия, а также возможные негативные последствия в случае отказа от выполнения проекта.

Роль лесных экосистем в формировании дозовых нагрузок на население

С. В. Панченко, А. А. Панфилова

1. Введение

Попадая в окружающую среду, радионуклиды прежде всего аккумулируются растительным покровом и верхним слоем почвы. Сначала растения загрязняются воздушным путем через надземные органы. При этом в процессе закрепления происходит дифференциация отдельных элементов, и в дальнейшем радионуклиды с поверхности проникают в ткань и включаются в биологический цикл круговорота веществ. На этом этапе продолжается дифференциация, поскольку одни элементы всасываются лучше и быстрее других [3; 54; 58]. Затем в основном реализуется корневой путь, т. е. радионуклиды поступают в растения за счет минерального питания. Темпы поступления радиоактивных веществ в растительные органы зависят от их химической формы, физиологической потребности растений, физико-химических свойств среды обитания. Существенную роль играют также тип и структура биогеоценоза, топографические и климатические условия. Значительная часть исследований, направленных на изучение распределения радионуклидов в различных типах природно-растительных комплексов, влияние условий внешней среды на процессы их поступления в растительные организмы, накопления и распределения там, направления и скорости миграции радиоактивных веществ в биологическом цикле круговорота, выполнена в модельных системах различной сложности с ограниченным числом излучателей [2; 3; 4; 12; 19; 53; 54; 55]. Эти исследования в большей степени охватывают сельскохозяйственную продукцию, а в лесных биогеоценозах — в основном древесную растительность. Но, как это часто бывает, нерешенных вопросов, кажется, появилось даже больше, чем раньше.

Сложность и многообразие природных процессов, протекающих в зависимости от сложившихся природно-климатических условий порой в противоположные стороны, делают далеко не тривиальной попытку разобраться как в накопленном, так и в собственном экспериментальном материале и дать ему адекватную характеристику.

Настоящая работа затрагивает некоторые аспекты первичного, воздушно-го загрязнения растительности. В ней также делаются попытки оценить

коэффициенты перехода для таких радионуклидов, как цезий, рутений, церий, стронций, в те компоненты лесного биоценоза, которые могут оказать влияние на формирование дозовых нагрузок на население. Экспериментальной основой для работы послужили как собственные данные, так и (в еще большей степени) результаты, полученные разными авторами, изучавшими последствия аварии на Чернобыльской АЭС.

Лесные растения выбраны по двум основным причинам. Во-первых, хвойные породы — наиболее типичные вечнозеленые растения России, они в любой сезон готовы сорбировать из воздушной среды, например, радионуклиды. Листья хвойных, как показано ниже, обладают «памятью» о начальном загрязнении по крайней мере в течение полутора лет, что существенно расширяет возможности исследований. Во-вторых, лесной растительности в литературе все же уделялось меньше внимания, чем сельскохозяйственным культурам, а по ряду ягодных растений информация об уровнях загрязнения появилась только после чернобыльской аварии, да и то не сразу. Еще одной особенностью лесной растительности по сравнению с культурными растениями является особый слой — лесная подстилка, особенно характерная для хвойных лесов. Процессы миграции химических веществ из этого слоя в растения все еще остаются малоизученными. Желание заполнить имеющиеся лакуны стимулировало наши поиски. Леса занимают около 30% территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению. Площадь лесов с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 37 кБк/м^2 (1 Ки/км^2) превышает 40 тыс. км², в том числе в России около 10 тыс. км² [57]. Леса в зонах загрязнения Белоруссии, Украины и Брянской области России представлены на 60—70% хвойными породами и на 30—40% смешанными и лиственными древостоями.

2. Описание исходных баз данных

За истекшие годы накопилось значительное количество источников информации по радиоактивному загрязнению отдельных компонентов лесных экосистем. Тем не менее полной ясности относительно специфики загрязнения и возможного влияния отдельных составляющих на формирование дозовых нагрузок на население пока нет. Авторы, как правило, ограничиваются рассмотрением собственного материала, при этом анализ результатов затрагивает только те области, которые входят в круг их интересов. Глубина проработки сильно варьируется в зависимости от целей и интересов экспериментаторов. Кроме того, заметная (если не большая) часть материала еще ждет анализа.

Основу исходных данных нашего исследования составили:

- экспериментальные результаты из монографии [46];

- результаты исследований, полученные в ходе экспедиций Института биофизики Министерства здравоохранения СССР (ИБФ);
- результаты измерений, выполненных в Брянской областной СЭС;
- результаты измерений, выполненных в Костюковичской районной сан-эпидстанции (СЭС);
- результаты и выводы из монографии [63];
- результаты измерений и их анализ по России С.-Петербургского института радиационной гигиены и его Новозыбковского филиала.

Остановимся на краткой характеристике каждого из источников.

В монографии «Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси» подытожены десятилетние исследования, выполненные в Институте экспериментальной ботаники им. В. Ф. Купревича Академии наук Белоруссии. Наблюдения проводились на 40 пробных площадках (ПП), репрезентативно представляющих растительные комплексы Белоруссии. Они охватывают сосняки, березняки, дубравы, черноольшаники, а также лугово-болотные фитоценозы. На этих площадках-стационарах, выбранных из 250 пробных площадей, заложенных в 1986 г., ведется регулярный радиационный и ботанический мониторинг. К особенностям экспериментального материала можно отнести использование таких радиологических параметров, как мощность экспозиционной дозы и суммарная плотность гамма-излучающих выпадений, особенно широко применявшихся в 1986 г. Авторы уделяют много внимания аккумуляции радионуклидов растениями различных фитоценозов, а также поиску возможного радиационного влияния на растительные комплексы и отдельные структуры. В меньшей степени анализируются коэффициенты перехода отдельных радионуклидов в растительную продукцию, а если они и приводятся, то не в систематизированном виде. Авторы для анализа не привлекают данных, полученных другими исследователями, например, по составу радиоактивных выпадений, условиям формирования радиационной обстановки, что в отдельных случаях приводит к неправильной трактовке полученного экспериментального материала.

Экспериментальные измерения загрязнения различной продукции, выполненные на базе Брянской областной СЭС, преследовали контрольную цель — не допустить хождение продукции с уровнями загрязнения, превышающими установленные нормативы. Частично, информация этого ведомства могла быть использована специалистами С.-Петербургского института радиационной гигиены при анализе общей радиационной обстановки и оценках доз внутреннего облучения. Однако прямые ссылки на этот материал нам неизвестны. В работе использовалась компьютерная версия рабочих журналов Брянской областной СЭС, хранящаяся в Центральном банке обобщенных данных (ЦБОД) ИБРАЭ РАН. Для радиологической характеристики точек отбора проб также использовалась информация из ЦБОД.

В Костюковичском районе Могилевской области в 1986—1992 гг. работала радиоэкологическая экспедиция ИБФ. Материалы натуральных исследований практически не публиковались, фрагментарно отразившись лишь в ряде научных отчетов. В настоящей работе использована часть относящихся к изучаемой теме материалов, систематизированная авторами. К этому же блоку данных с полным правом можно отнести и результаты, полученные в радиометрической лаборатории Костюковичской СЭС за тот же период.

В основу книги [63] положены результаты десятилетних исследований лесных биоценозов, выполненных в 30-километровой зоне отселения Чернобыльской АЭС и самых загрязненных регионах Российской Федерации (Брянской, Калужской, Тульской областей).

Наиболее близки к рассматриваемой нами теме результаты исследований и выполненный по ним анализ, представленные в работах С.-Петербургского института радиационной гигиены и его Новозыбковского филиала. К сожалению, базы экспериментальных данных остаются недоступными для анализа. В работе проводится сравнение основных результатов этих исследований с собственными выводами и заключениями.

Перечислены основные и, как нам кажется, наиболее авторитетные источники информации. Естественно, по мере необходимости привлекаются и другие источники экспериментального материала.

3. Уровни загрязнения лесной продукции

К лесной растительной продукции мы относим лесные съедобные ягоды, грибы, лекарственные травы, строительную древесину и древесину на дрова. К лесной продукции, оказывающей влияние на формирование дозовых нагрузок, можно отнести также хвою, идущую на корм скоту, лозу ивы, используемую для плетения корзин, и т. п. Мы последовательно рассмотрим те компоненты леса, которые реально могут влиять на дозу облучения населения, но прежде обратимся к методам исследования.

3.1. Методы исследования

Процедура исследования уровней загрязнения растительности и определения коэффициентов накопления или коэффициентов перехода отдельных радионуклидов по результатам натуральных измерений состоит из нескольких этапов, каждый из которых имеет особенности применительно к различным базам данных. Последовательность этапов такого исследования рассмотрим на примере широко представленного в различных исследованиях растения — черники обыкновенной.

Обзор экспериментальных материалов начнем с работы, выполненной белорусскими учеными [46]. На стационарных полигонах лесной растительности были отобраны и измерены в разные годы 65 проб. Динамика загрязнения черники гамма-активными радионуклидами представлена в табл. 1 (безотносительно к уровням загрязнения почвы). По данным за 1986 г. можно сделать вывод, что существенный вклад в загрязнение вносят относительно короткоживущие радионуклиды, такие как ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru и ряд других. Кроме того, относительно природы загрязнения растительности можно полагать, что в 1986 г. преимущественным был воздушный путь загрязнения, а с 1987 г. основной вклад стало вносить корневое поступление радионуклидов в вегетативные органы. Чтобы оценить количественные параметры формирования загрязнения растительности, необходимо рассматривать отдельные химические элементы, учитывать особенности развития конкретного вида, а также иметь информацию об условиях, приведших к загрязнению в данной местности (особенно это важно для 1986 г.). Что касается радионуклидного состава загрязнения, то авторы работы выполнили большой объем исследований, посвященных как содержанию отдельных элементов в самом растении, так и в почве. В табл. 2 приведены результаты такого анализа для 26 проб черники.

**Таблица 1. Суммарная гамма-активность
(средняя за вегетационный период), Ки/кг**

Место отбора	1986	1987	1988	1989	1990
пп2	1,6E-5	1,2E-6	6,3E-7	1,9E-7	1,2E-7
пп3	1,8E-5	3,6E-6	1,4E-6	1,3E-6	1,4E-6
пп4	6,2E-5	4,5E-6	1,8E-6	7,3E-7	1,1E-6
пп6		3,0E-6	1,9E-6	6,3E-7	
пп9				9,0E-8	2,0E-8
пп13	2,4E-5	2,5E-7	4,1E-7	2,9E-7	1,4E-7
пп15	2,9E-5	1,1E-6	2,4E-7	1,6E-7	3,1E-7
пп16	1,6E-5	1,8E-6	6,9E-7	4,7E-7	1,9E-7
пп22	1,8E-5	5,6E-6	4,4E-6	2,4E-6	4,1E-6
пп25		1,0E-8	1,0E-8	1,0E-8	1,0E-8
пп30		1,0E-8	1,3E-8	1,0E-8	1,0E-8
пп31		1,0E-8	1,9E-8	1,0E-8	1,0E-8
пп33		1,0E-8	1,0E-8	1,0E-8	1,0E-8
пп35	5,0E-9	1,0E-8	2,3E-8	1,0E-8	1,0E-8
пп38		4,7E-6	1,9E-6	1,0E-6	7,5E-7

Примечание. Пробы отбирались с надземной массы растения.

Таблица 2. Уровни загрязнения черники отдельными радионуклидами, Ки/(кг воздушно-сухого веса)

Место отбора	Часть растения	Время измерения	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{144}Ce	^{106}Ru	Pu	
ПП2	Надземная масса	Июнь 1988 г.	6,9E-8	3,5E-7	5,7E-7		6,3E-8	2,70E-11	
ПП3	Надземная масса	Август 1987 г.	2,0E-7	6,6E-7	1,6E-8	6,0E-8		1,90E-10	
		Июнь 1988 г.	1,6E-7	6,6E-7	1,1E-7		5,9E-8	2,20E-10	
		Июль 1989 г.	1,3E-7	8,2E-7					
	"	Июль 1990 г.	1,0E-8	7,4E-7					
ПП4	Листья	Август 1987 г.	2,6E-7	7,3E-7	9,3E-7		1,3E-7	4,3E-9	
	Надземная масса	Август 1987 г.	1,2E-7	3,7E-7	3,2E-9		3,3E-8	2,70E-11	
		То же	Июнь 1988 г.	1,8E-7	8,0E-7	9,2E-8	5,2E-8		7,30E-10
		"	Июль 1989 г.	5,0E-8	3,2E-7				
	"	Июль 1990 г.	6,5E-8	5,2E-7					
ПП6	Надземная масса	Август 1987 г.	2,1E-7	7,1E-7		2,9E-7	2,7E-7	1,1E-9	
		Июнь 1988 г.	1,6E-7	7,2E-7	1,6E-7	1,5E-7	7,2E-7	1,7E-9	
		Июль 1989 г.	5,0E-8	3,2E-7					
ПП13	Надземная масса	Август 1987 г.	3,0E-8	1,1E-7	2,70E-10		1,9E-8	2,70E-11	
	Листья	Июнь 1988 г.	3,8E-8	1,1E-7	2,0E-8		3,9E-8	3,20E-10	
ПП16	Листья	Август 1987 г.	1,7E-7	5,2E-7	2,4E-8	3,1E-8		1,90E-10	
	Надземная масса	Июнь 1988 г.	7,4E-8	3,5E-7	8,4E-7	5,4E-8	5,5E-8	3,30E-10	
ПП22	Листья	Август 1987 г.	2,8E-7	8,3E-7	4,2E-9		1,1E-7	6,80E-11	

Табл. 2 (окончание)

Место отбора	Часть растения	Время измерения	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{144}Ce	^{106}Ru	Pu
ПП22	Надземная масса	Август 1987 г.	3,7E-7	1,1E-6	8,90E-10			2,70E-11
	Листья	Июнь 1988 г.	2,7E-7	1,0E-6	1,9E-7		4,7E-8	4,60E-10
ПП32	Надземная масса	Июль 1989 г.	3,0E-7	1,7E-6				
	Листья	Июнь 1988 г.		3,1E-9				
ПП33	Листья	Июнь 1988 г.		8,9E-9	1,7E-9		2,0E-8	2,70E-11
ПП38	Листья	Август 1987 г.	3,5E-7	1,2E-6		1,1E-7	7,2E-8	
	"	Июль 1988 г.	3,0E-7	1,2E-6	2,0E-7	4,7E-8	1,2E-7	8,90E-10
	"	Июль 1990 г.	6,6E-8	4,0E-7				

Эти данные могут служить основой для определения коэффициентов накопления или коэффициентов перехода радионуклидов в растительную продукцию. Под *коэффициентами накопления* какого-либо элемента в растении понимается отношение концентрации этого элемента в изучаемом виде растения к его концентрации в среде обитания (в данном случае — в почве) [9]. Коэффициент накопления отражает свойства как химического элемента, так и физиологии конкретного вида. При этом предполагается, что между средой и растением достигнуто равновесное состояние по изучаемому элементу. В практике изучения привнесенных в среду веществ, обычно называемых загрязнителями, равновесие достигается редко. В этом случае в качестве меры загрязнения растения нередко используется *коэффициент перехода* (КП)¹, под которым понимается отношение концентрации элемента в растении к плотности его выпадения на поверхность земли (единица измерения — $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2})$ или $\text{м}^2/\text{кг}^2$). При этом одними авторами подразумевается, что собственно процесс загрязнения обусловлен переходом элемента из почвы в растения, а часть авторов не связывают данный коэффициент с процессами, обуславливающими загрязнение растения. Для начальной фазы загрязнения из воздушной сре-

¹ У ряда авторов — «коэффициент переноса» [55].

² В литературе часто встречается единица измерения — $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, которая широко использована и в настоящей работе.

ды нередко употребляется понятие доли задержанной активности от полного выпадения на единицу площади земли. Понятие доли широко используется и в математических моделях, описывающих воздушный характер загрязнения. В нашем исследовании мы будем пользоваться преимущественно термином «коэффициент перехода» в широком смысле, т. е. безотносительно к процессам, формирующим загрязнение. Это довольно удобно с практической точки зрения, поскольку рассматривается отношение двух непосредственно измеряемых величин. Исследование величины коэффициента перехода от свойств среды, протекающих процессов и видовых особенностей растений — одна из задач настоящей работы.

В связи с изложенным нам помимо динамики концентрации радионуклида в растении необходимо знать начальную плотность выпадения данного радионуклида в месте произрастания.

3.2. Определение плотности выпадения отдельных радионуклидов

Авторы монографии [46] добросовестно отбирали образцы почвы в соответствии с рекомендациями Госкомгидромета [16] и с 1987 г. определяли плотность загрязнения местности отдельными радионуклидами. Поэтому можно было бы просто разделить соответствующие значения друг на друга и получить КП за различные периоды. Именно так поступают при изучении коэффициента перехода в сельскохозяйственные культуры. Но по отношению к лесным биотопам все же имеется некоторое отличие по сравнению с луговыми сообществами: при отборе трав, зерновых или овощных культур пробы почвы методически верно отбирать именно под срезанными растениями. Как правило, количество почвы в пробе является достаточно представительным для характеристики корнеобитаемой среды таких растений, и полученные КП могут служить основой для последующего анализа. Когда же в качестве растения рассматривается, например, взрослое дерево, то проба почвы весом около 1 кг и площадью, например, 200 см² может неточно отражать загрязнение питающей растение среды. В этом случае для уменьшения ошибки следует определять загрязнение по нескольким пробам, пусть даже отобраным не одновременно. Именно так мы и поступили при анализе данных белорусских ботаников. Спектрометрические результаты проб почвы, отобранные в разные годы на исследовательских полигонах, приводились к одной дате (в данном случае к 28 апреля 1986 г.), а затем уровни загрязнения растений делились на плотность загрязнения почвенного покрова, приведенную к дате отбора растительных образцов. В табл. 3 приведен пример оценки загрязнения одной из пробных площадок. В качестве уровней загрязнения почвенного покрова взяты среднегеометрические значения, чтобы уменьшить влияние экстремальных величин, так как число проб в выборке невелико.

В табл. 4 представлены результаты вычисления КП радионуклидов в чернике, полученные по данным табл. 2.

Таблица 3. Оценка плотности загрязнения различными радионуклидами для ПП14 (Комаринский лесхоз, Брагинское лесничество, Теклинов), сосняк мшистый, кБк/м²

Дата	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	²³⁸⁻²⁴⁰ Pu
Август 1987 г.	57	120	57	324	154	0,52
Июнь 1988 г.	60	120	86	861	219	0,45
Июль 1989 г.	98	203		260	34	
Июль 1990 г.	92	204		285	47	
Расчет	74	156	70	379	85	0,49

Таблица 4. Коэффициенты перехода радионуклидов в чернику, Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²)

Место отбора	Часть растения	Время измерения	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	Pu
ППЗ	Надземная масса	Август 1987 г.	40	43	7	24		7
	То же	Июнь 1988 г.	42	44	51		47	9
	"	Июль 1989 г.	49	56				
	"	Июль 1990 г.	5	51				
ПП4	Листья	Август 1987 г.	42	39	251		70	102
	Ягоды	Август 1987 г.	20	20	1		18	1
	Надземная масса	Июнь 1988 г.	39	43	25	40		18
	То же	Июль 1989 г.	16	18				
ПП6	"	Июль 1990 г.	28	30				
	Листья	Август 1987 г.	32	36		20	49	11
	"	Июнь 1988 г.	32	38	19	22	231	17
ПП13	"	Июль 1989 г.	14	17				
	Листья	Август 1987 г.	36	39			13	2
ПП16	"	Июнь 1988 г.	60	40	16		48	29
	Листья	Август 1987 г.	42	41	56	23		72
ПП22	Надземная масса	Июнь 1988 г.	24	28	2000	85	72	125
	Листья	Август 1987 г.	18	17	1		27	13
	Ягода	Август 1987 г.	23	22				5
	Листья	Июнь 1988 г.	22	20	48		21	91

Табл. 4 (окончание)

Место отбора	Часть растения	Время измерения	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{144}Ce	^{106}Ru	Pu
ПП22	Надземная масса	Июль 1989 г.	36	36				
ПП32	Листья	Июнь 1988 г.		5				
ПП33	Листья	Июнь 1988 г.		217			93	
ПП38	Листья	Август 1987 г.	31	32		41	20	
	"	Июль 1988 г.	36	32	72	40	62	32
	"	Июль 1990 г.	15	11				

После отбрасывания нескольких значений, возникших, по-видимому, из-за неизбежных описок при перенесении данных из одних источников в другие, можно сгруппировать полученные результаты. Первый довольно очевидный факт, который следует из данных табл. 4 и подлежит рассмотрению, — это независимость уровней загрязнения от срока отбора проб в пределах 1987—1990 гг. Он отмечен в исследовании российских исследователей для более широкого временного интервала 1987—1996 гг. [62]. Следует отметить, что концентрация нуклидов исследовалась в разных частях растения, таких как вся наземная часть, листья и ягоды, причем последних было всего две пробы. В одном случае ягоды чуть более загрязнены, в другом почти в два раза слабее. Сами авторы отмечают: «концентрация ^{137}Cs в ягодах в 2—3 раза меньше, чем в стеблях и листве». Этот вывод обычно связывают с накоплением калия в различных частях растения. Для нас из рассмотренного материала это пока не очевидно. Скорее можно говорить о равномерном характере загрязнения листьев и плодов. По мнению А. И. Щеглова, на загрязнении ягод в значительной степени сказывается влияние экотопа: «В условиях повышенного увлажнения накопление цезия ягодами возрастает приблизительно в 3 раза и по степени загрязнения превосходит листья. Последнее отмечается также и в автоморфных ландшафтах» [63]. Таким образом, пока единого мнения по вопросу загрязнения ягод не существует.

В работе приведены совсем немногочисленные данные измерений по голубике ³, которые формально, как это делают многие исследователи, можно было бы объединить со сведениями по чернике. Это оправданно еще и потому, что сборщики ягод обычно также не разделяют эти ягоды и собирают их в одну корзину. Однако мы решили не спешить с объединением данных на этом этапе и дать информацию в доступном для последующего анализа виде (табл. 5). Можно видеть, что коэффициенты перехода в голубику действительно близки к КП для черники.

³ В Белоруссии и в ряде других мест эту ягоду называют гонобобелем.

Таблица 5. Коэффициенты перехода радионуклидов в ягоды голубики для ПП 3

Дата измерения	Коэффициент перехода, Бк·кг ⁻¹ /(КБк·м ⁻²)				
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru
Август 1987 г.	35,8	43,5		20,2	12,9
Июль 1989 г.	32,2	38,6			
Июль 1990 г.	50,9	47,2			

Несколько слов об этих растениях.

Черника обыкновенная (Vaccinium myrtillus L.) — это листопадный кустарничек 20—40 см высоты с горизонтальными корневищами и зелеными гранистыми побегами. Растет на почвах разной кислотности, влажности и механического состава, иногда на скалах и торфяниках, однако предпочитает мелкоземистые почвы. Цветет во второй половине мая в течение двух недель. Ягоды созревают в июле. Урожайность ягод в разных типах леса — от 1 до 8 ц/га. Максимальная урожайность в лесотундрах и тундрах — свыше 20 ц/га.

Голубика (Vaccinium uliginosum L.) — более высокий листопадный кустарник (30—120 см), цветет в конце мая — июне. Плодоношение ежегодное. Урожайность от 1 до 5 ц/га, в отдельных случаях до 13 ц/га [13].

Как видно из этой краткой характеристики, данные растения весьма неприхотливы по отношению к типу почв и получают питание из самого верхнего горизонта, т. е. в нашем случае самого загрязненного. Отсюда фактическая независимость от ландшафтных особенностей пробных площадок. Поэтому данные из табл. 4 и 5 можно рассматривать как единую выборку. В табл. 6 приведены некоторые параметры, характеризующие эту выборку.

Таблица 6. Параметры выборки по коэффициентам перехода радионуклидов в чернику и голубику

Параметр	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	Pu
Число данных	25	26	9	9	14	15
Среднее	32,6	33,9	32,9	35,0	55,9	35,6
Стандартное отклонение	11,9	11,7	24,4	20,8	56,3	40,9
Среднее геометрическое	30,4	31,6	20,4	31,2	39,8	16,5

Из табл. 6 видно, что коэффициенты перехода для ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs весьма близки, что и понятно — ведь это один и тот же химический элемент. Удивляет, что коэффициенты перехода для других радионуклидов не сильно отличаются между собою и близки к КП для цезия. А для ¹⁰⁶Ru наблюдается даже некоторое увеличение коэффициента перехода по срав-

нению с цезием. Подобная ситуация, по-видимому, требует тщательного анализа. К обсуждению этого факта мы обратимся ниже, а пока рассмотрим данные 1986 г. и возможные подходы к их анализу.

Проблема состоит в том, что необходимо реконструировать загрязнение как растительной поверхности, так и почвенного покрова отдельными нуклидами. Для решения этой задачи данных, приведенных в работе белорусских исследователей [46], недостаточно.

3.3. Реконструкция первичного загрязнения почвенного покрова

Начнем рассмотрение с почвенного покрова. Результаты анализа данных из самой работы по одной из площадок, размеры которой таковы, «что на ней размещается не менее 200 деревьев», представлены в табл. 7. Как уже упоминалось, все значения приведены к 28 апреля 1986 г. В нижней строке приведены среднегеометрические значения плотности загрязнения по каждому нуклиду. Отметим, что результат по ^{134}Cs и ^{137}Cs за июль 1989 г. выпадает из нормального ряда. Удовлетворительного объяснения этому результату пока не находится. Результаты, представленные в табл. 7, на наш взгляд, могли бы использоваться для оценки коэффициентов перехода химических элементов начиная с 1987 г.; для подобных оценок за 1986 г., когда количество нуклидов было заметно большим, необходима дополнительная информация. Попробуем извлечь ее из других источников.

Таблица 7. Плотность загрязнения территории на ПП9 (Брагинский район, Комаринский лесхоз, Савическое лесничество, квадрат 77), кБк/м²

Время измерения	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{144}Ce	^{106}Ru	$^{238-240}\text{Pu}$
Август 1987 г.	89	212	107	600	306	1,16
Июнь 1988 г.	120	229	210	1220	422	1,88
Июль 1989 г.	455	1088	108	844		
Среднее	169	375	134	852	359	1,48

Но прежде отметим, что рассматриваемая территория отличается существенной неравномерностью загрязнения как по абсолютной величине выпадения отдельных радионуклидов, так и по изотопному составу. В табл. 8 приведены официальные данные Белгидромета по загрязнению отдельных населенных пунктов (НП) Храковического сельсовета Брагинского района Гомельской области, приведенные к 28 апреля 1986 г.

Таблица 8. Плотность поверхностного загрязнения отдельными радионуклидами ареалов населенных пунктов Храковического сельсовета по данным Белгидромета, кБк/м²

Населенный пункт	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	^{238–240} Pu
Верхняя Слобода	1074	79	0,00
Выгребная Слобода	612	43	0,79
Грушное	154	24	0,22
Двор-Савичи	265	38	0,12
Жердное	2050	115	0,00
Калинин	165	51	0,53
Ленинский	105	17	0,16
Ляды	123	52	2,06
Нежихов	1317	107	0,71
Новая Гребля	131	30	0,24
Новые Храковичи	90	26	0,07
Новый Степанов	943	111	0,00
Пересетинец	5779	370	0,00
Пирки	894	132	1,30
Просмычи	127	25	0,27
Пучин	847	256	0,00
Савичи	370	59	0,73
Старые Храковичи	85	18	0,17
Старый Степанов	1619	310	0,00
Сувиды	159	76	1,08
Целуйки	116	25	0,49
Чернев	2596	60	0,41

По плотности загрязнения ¹³⁷Cs ареалы НП в пределах одного сельсовета различаются в 68 раз — от 85 кБк/м² в Старых Храковичах до 5780 кБк/м² в Пересетинце. Это объясняется, во-первых, близостью расположения к Чернобыльской АЭС (до Пересетинца всего 23 км), а во-вторых, сложившимся в период выброса метеорологическими условиями, которые привели к формированию радиоактивного следа с ярко выраженной осью и не менее выраженной периферией. Значительны различия и по радионуклидному составу. Так, отношение ⁹⁰Sr к ¹³⁷Cs изменяется от 0,023 до 0,48, т. е. более чем в 20 раз.

Вообще надо отметить существенную географическую пестроту радионуклидного состава чернобыльских выпадений. Не вдаваясь в подробности дифференциации отдельных химических элементов, проиллюстрируем сказанное результатами некоторых измерений, выполненных в мае-июле 1986 г. На **рис. 1** показано отношение одного из характерных топливных

элементов — ^{144}Ce к «летучему» элементу — ^{137}Cs в выпадениях рассматриваемых зон исследований в зависимости от плотности выпадения ^{137}Cs .

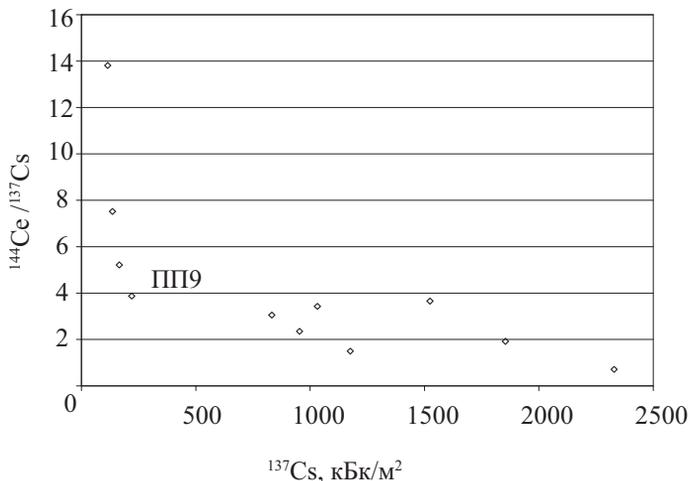


Рис. 1. Зависимость $^{144}\text{Ce}/^{137}\text{Cs}$ от плотности выпадений ^{137}Cs на территориях исследовательских полигонов

Хорошо выраженная зависимость отражает фракционирование смеси продуктов деления, связанное как с удалением от источника, так и в еще большей степени с удалением от осей радиоактивных следов. На радионуклидный состав выпадений заметное (а в некоторых случаях и определяющее) влияние оказали условия формирования загрязнения, в частности прошедшие в этот период в ряде мест обильные дожди.

Картина загрязнения в районе ПП9, по-видимому, сложилась в результате наложения друг на друга по меньшей мере двух процессов: первоначального весьма непродолжительного рассеяния диспергированного топлива в условиях практического штиля на небольших высотах [10] последующего выброса так называемого конденсационного компонента, обогащенного летучими элементами. На удалении 20—30 км от Чернобыльской АЭС суммарная плотность и радионуклидный состав выпадений (РСВ) изменяются даже в пределах одного населенного пункта (мы опускаем доказательства этого и последующего тезисов), но остаются весьма близкими на площадках площадью 1000—2000 м², т. е. как раз таких, какими являются исследовательские полигоны. Поэтому для подобных площадок измеренный именно на них радионуклидный состав должен рассматриваться как базо-

⁴ Этот радионуклид выбран потому, что он стал реперным во все последующие годы.

вый. Аналогиями с другими площадками следует пользоваться с большой осторожностью и только после нахождения хотя бы косвенных свидетельств в пользу схожести условий формирования выпадений для рассматриваемых территорий.

Так, для ПП9 в качестве близкого РСВ могут рассматриваться выпадения в расположенных рядом НП с примерно такой же плотностью выпадения по ^{137}Cs . Близость расположения, как уже указывалось, — еще не достаточное основание для сравнения радионуклидного состава выпадений, а только рабочая гипотеза, требующая подтверждения. В иных случаях более правильно реконструировать радионуклидный состав, характерный для значительной части одного и того же следа, для чего может потребоваться анализ нескольких десятков или даже сотен ранних проб. Эта целая исследовательская работа, до сих пор еще не нашедшая своего терпеливого исследователя.

Поиск проб для НП, расположенных недалеко от ПП9 и отобранных в начальный период после аварии, велся по трем наиболее крупным базам: базу данных Института ядерной энергетики (Белоруссия), базе данных ИБФ и базе «БАЗА-86», подготовленной сотрудниками Института атомной энергии имени И. В. Курчатова, в которую включены измерения в 30-километровой зоне, выполненные различными организациями, среди которых в первую очередь надо отметить Радиевый институт им. В. Г. Хлопина. В табл. 9 представлены результаты сравнения между ПП9 и близлежащими НП.

Таблица 9. Радионуклидный состав радиоактивных выпадений в трех НП Храковического сельсовета и ПП 9

Место отбора	Число проб	^{137}Cs по пробам	Радионуклид/ ^{137}Cs									
			^{144}Ce *	^{141}Ce	^{131}I	^{140}La	^{103}Ru	^{106}Ru	^{95}Nb	^{95}Zr	^{134}Cs	
Ляды	4	166	5,22	8,02	24,57	7,69	6,68	1,25	7,92	6,87	0,53	
Сувиды	3	136	7,52	12,12	20,44	12,29	8,68	2,04	13,19	10,81	0,54	
Савичи	4	954	2,17	3,17	11,64	2,66	3,15	0,86	3,09	2,95	0,52	
Среднее ПП9	11	278	4,74	7,37	18,74	7,12	5,94	1,32	7,60	6,52	0,53	
		375	2,27					0,96			0,53	

* Приведенные значения являются результатом промежуточных расчетов, поэтому количество значимых цифр не означает точность измерения.

Из данных табл. 9 видно, что сравниваемые площадки по радионуклидному составу выпадений довольно близки, хотя по ^{144}Ce наблюдается различие более чем вдвое. Тем не менее средний состав по этим 3 НП может быть принят в качестве рабочей гипотезы для ПП9. При этом исследуемая площадка обогащена «летучим» ^{137}Cs , хотя плотность его выпадения лишь ненамного больше, чем средняя плотность выпадений в соседних НП. По-

этому при реконструкции выпадений этот факт должен быть учтен с помощью соответствующего коэффициента.

Независимая проверка удачности выбора РСВ состоит в сравнение динамики расчетной мощности дозы и измеренной в ходе полевых работ. На **рис. 2** показано такое сравнение для ПП9.

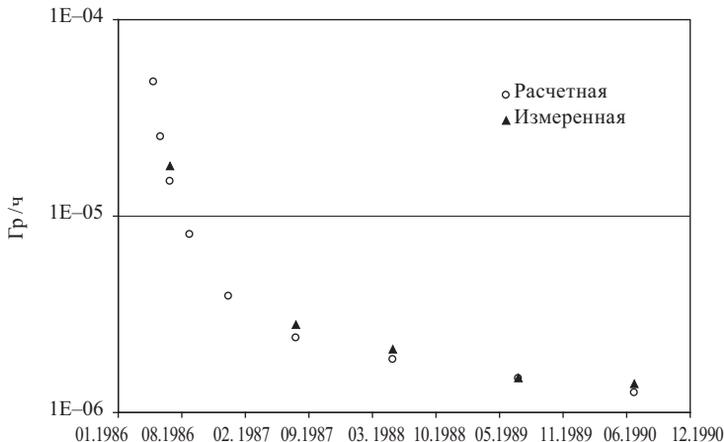


Рис. 2. Расчетная и измеренная динамика мощности дозы на ПП9

Как видно из этих данных, с приемлемой точностью можно говорить о совпадении расчетной и экспериментальной кривых. Таким образом, мы получили необходимые доказательства использования восстановленного РСВ для данной точки, который будет в дальнейшем использоваться для вычисления коэффициентов перехода, естественно, с учетом радиоактивного распада каждого нуклида. Конечно, и в этом случае неопределенности в оценке плотности выпадения отдельных нуклидов в ряде случаев остаются довольно большими, но рассмотренный выше подход к оценке РСВ на отдельных площадках минимизирует ошибки. Подобным же образом проводилась реконструкция РСВ и для других пробных площадок, вошедших в сферу интересов белорусских исследователей. Отметим важное обстоятельство: к каждой площадке необходим индивидуальный подход, поскольку почти в каждом случае условия формирования загрязнения имели свои особенности. Так, динамика мощности дозы для ПП39 (около деревни Масаны Хойницкого района Гомельской области) и для ПП22 (Лиценское лесничество Чериковского лесхоза в Могилевской области) имеет отличительные особенности из-за различий в радионуклидном составе выпадений (**рис. 3**). Это характерный пример того, что полученное ранее согласие для расчетной и реальной динамики мощности дозы опиралось на довольно чувствительный инструмент анализа.

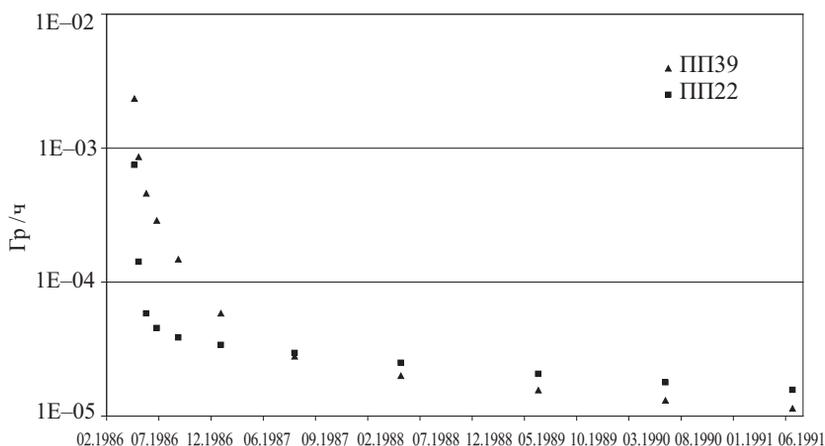


Рис. 3. Восстановленный ход динамики мощности дозы для ПП22 и ПП39

Для ПП39 РСВ определен нами по данным спектрометрического анализа проб грунта, отобранных в Масанах (средняя плотность загрязнения проб по ^{137}Cs — 3900 кБк/м^2) в мае-июне 1986 г. РСВ в Лименьском лесничестве определен также по спектрометрическим данным за этот же период, но точка отбора проб почвы привязана к населенному пункту Чудяны, расположенному чуть восточнее ПП22. По характеру загрязнения территории эти две географические точки (Чудяны и ПП22) могут считаться идентичными. Действительно, размеры радиоактивного облака, прошедшего к этому времени около 500 км [38], существенно превышали расстояние между рассматриваемыми точками, лежащими к тому же на линии движения облака. А дождевая туча, вымывшая радиоактивные вещества на поверхность, хотя и была сравнительно небольших размеров ($10\text{—}20 \text{ км}$ в поперечнике), прошла своим ядром над рассматриваемыми точками. Об этом можно судить по экстремально высоким уровням загрязнения участков поверхности ^{137}Cs (5350 кБк/м^2 для Чудян и 1900 кБк/м^2 для ПП22, а в местах, не задетых дождевой тучей, плотность выпадения этого радионуклида была на два порядка ниже).

Как видно из рис. 3, различия по мощности дозы, а следовательно, и по суммарной гамма-активности образцов, существенны, и главным образом в первый год после аварии. Это довольно важное обстоятельство, поскольку абсолютные уровни загрязнения растительной продукции в 1986 г. были существенно выше, чем в последующие годы, и, следовательно, ее вклад в дозы внутреннего облучения мог быть весьма значителен. Поэтому крайне важно минимизировать неопределенности в коэффициентах перехода именно для первого года.

3.4. Формирование первичного загрязнения растительного покрова

Прежде чем переходить непосредственно к определению коэффициентов перехода радионуклидов в растительную продукцию, остановимся еще на одном важном моменте, относящемся к формированию первичного загрязнения. Выше мы отметили, что радиоактивные выпадения на пробных площадях отличались по радионуклидному составу. Но были и другие различия. Одним из существенных факторов загрязнения был характер выпадений — сухие или мокрые осадения. В свою очередь, сухие выпадения зависели от дисперсного состава и физико-химических свойств переносимых аэрозолей, а мокрые — от интенсивности дождя и, возможно, от физико-химических свойств примеси. Рассмотрим сначала различия между сухими и мокрыми выпадениями, зафиксированные экспериментальным материалом. В табл. 10 представлены данные спектрометрического анализа проб, отобранных в экспедициях ИБФ. Будем рассматривать загрязнение хвои сосны только ^{137}Cs на разных площадках, поскольку этот наиболее долгоживущий нуклид позволяет наиболее ярко выявить основные закономерности первичного загрязнения.

Данные табл. 10 показывают, что для сухих выпадений существенно выше доля задержанного листвой ^{137}Cs по сравнению с мокрыми выпадениями. Различия в удельном содержании ^{137}Cs в хвое, отобранной в 1986 и 1987 гг., объясняются процессами очищения под действием метеорологических факторов и биологическими изменениями. Процессы роста и старения листьев характеризуются уменьшением поглощения элемента с поверхности листа, шелушением, относительным уменьшением калия, который является не только химическим аналогом цезия, но и индикатором возраста хвои: так, в хвое возрастом до года процентное содержание ^{39}K составляет 0,56% на сухое вещество, в хвое более одного года — 0,28%, а в хвое третьего года — 0,12% [47]. Процессы шелушения хвои сосны вместе с осажденными изотопами цезия экспериментально наблюдали в зимний период на станции радиационного мониторинга в Зеленогорске (под Ленинградом) [11]. О подобных процессах говорят и биологи: «радионуклиды мигрируют под полог леса преимущественно в твердой форме — в составе листовых восковых чешуек и покровной чешуи и чехликов почек и коры» [55]. Можно упомянуть и о достаточно известных среди специалистов эмпирических периодах получищения листвы за счет стряхивания и смыва радионуклидов с листовой поверхности, но и так ясно, что по истечении года концентрация цезия в хвое закономерно должна уменьшиться.

Таблица 10. Удельное содержание ^{137}Cs в хвое сосны

Место отбора пробы	Дата отбора	Характеристика выпадений	Возраст хвои	(Бк/кг)/(кБк/м ²)*	Среднее по группе	Примечание
Мелешковичи	12.07.86	Сухие	Однолетняя и двухлетняя	205	191	Удаление от Чернобыльской АЭС 30—60 км
Санюки	12.07.86	"		124		
11 км от Наровли	22.05.86	"		207		
Комарин	08.05.86	"		287		
Вишенки	12.07.86	"		132		
Сосновый Бор	Май 1986 г.	Мокрые		61	61	[Крышев, 1992]
Ворошилово	31.05.87	Сухие	Двухлетняя	43	52,5	Удаление от Чернобыльской АЭС 250 км
Хотимск	03.06.87	Сухие		62		
Макаричи	29.05.87	Мокрые	Однолетняя	18	15	Удаление от Чернобыльской АЭС 200—250 км
Малые Немки	23.05.87	"		12		
Самотевичи	20.05.87	"		16		
Макаричи	29.05.87	"	Двухлетняя	18	22	Удаление от Чернобыльской АЭС 200—250 км
Малые Немки	23.05.87	"		20		
Самотевичи	20.05.87	"		29		

* На 1кг сырого веса.

Таким образом, из анализа данных табл. 10 следует, что при мокрых выпадениях удельное загрязнение растительной поверхности (представителем которой выступают листья сосны) в три-четыре раза слабее, чем при сухих выпадениях. Этот вывод вполне удовлетворительно коррелирует с данными по задержанию осадков и сообщениями о том, что начальное удельное загрязнение сосновых крон составляло 60—90% [55]. Здесь имеются в виду территории, где наблюдалось сухое выпадение радиоактивных осадков. В самом деле, если предположить, что в результате сухих выпадений, например, в 1 кБк/м² 60% активности задержалось хвоей сосновых насаждений, то удельное содержание составит 600 Бк/3 кг = 200 Бк/кг, а если 90%, то 300 Бк/кг, что прекрасно согласуется с данными по сухому осаждению (см. табл. 10) ⁵.

⁵ Для лучшей ориентации в оценке возможного загрязнения растительности приведем ряд важных параметров, взятых из работы [35]:

для сосновых насаждений 30—40-летнего возраста масса хвои составляет примерно 0,5 кг абсолютно сухого веса/м² или примерно 3 кг сырого веса/м²; площадь поверхности хвои около 7 м².

Вместе с тем, когда выше говорилось о «мокрых» выпадениях, то подразумевались довольно сильные осадки с интенсивностью более 10 мм/ч. При слабых осадках, естественно, различия между мокрыми и сухими выпадениями на листовую поверхность будут сглаживаться. Физическая природа такого явления довольно очевидна: при дожде только часть воды удерживается листьями, а остальная попадает на поверхность земли.

Наиболее изучено задержание осадков хвоей ельников и сосняков. В зависимости от возраста и спелости древостоев, конечно, имеются вариации количества задерживаемых осадков, но нам важна скорее качественная картина и полезны лишь ориентиры числовых значений. Такая информация представлена в табл. 11 [52].

Таким образом, при слабом дожде, когда количество осадков составляет 1—2 мм, листовая поверхность удерживает 30—50% влаги. По мере увеличения количества выпавших осадков наблюдается почти линейный спад величины задержанной влаги, и при 20 мм она снижается до 10—15%.

Таблица 11. Задержание осадков пологом спелых древостоев в зависимости от их количества

Вид древостоя	Количество выпавших осадков, мм									
	1	2	3	4	5	7	10	15	20	25 и более
Сосняки	0,4—0,5	0,6—0,9	0,9—1,1	1,0—1,4	1,2—1,6	1,5—2,0	1,6—2,3	1,8—2,9	2,0—3,1	2,1—3,2
Ельники	0,7—0,9	1,1—1,5	1,5—2,0	1,8—2,4	2,0—2,8	2,4—3,4	3,0—4,0	3,4—4,9	3,7—5,5	4,0—5,6
Березняки	0,4	0,6	0,8	1,0	1,3	1,6	2,2	2,7	3,0	3,1

Экспериментальные материалы из рассматриваемой монографии [46] также могут быть привлечены для оценки первичного задержания радионуклидов растительной поверхностью. С точки зрения реконструкции начального загрязнения интерес представляют данные по содержанию радионуклидов в хвое сосны 1985 и 1986 годов рождения, собранной в 1987 г. В табл. 12 приведены результаты обработки первичной информации для ряда пробных площадок.

Из этих данных видно, что, во-первых, хвоя 1985 года рождения в 1987 г. была примерно в два раза «грязнее», чем хвоя 1986 года рождения. Это важное дополнение к результатам табл. 10, где в основном анализировалась хвоя 1985 года рождения. Различие это вполне понятно и не требует пространных комментариев. Хвоя 1985 года рождения к моменту загрязнения была сформирована, а масса хвои 1986 года рождения, хотя она уже появилась, была заметно меньше, чем на момент сбора. Лучшее «удержание» цезия молодой хвоей не смогло полностью компенсировать годовой

Добавим также, что сырая масса хвои в 3 кг соответствует примерно 1,2 кг суховоздушного веса или примерно 40 г зольного остатка.

прирост биомассы, а корневое поступление цезия в листья заметно не изменило существенно более сильное воздушное загрязнение.

Таблица 12. Коэффициенты перехода изотопов цезия в хвою сосны по результатам измерений, выполненных в июле 1987 г.

Место отбора	Характер выпадений	Возраст хвои	Коэффициент перехода, (Бк/кг)/(кБк/м ²) *			
			¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	Среднее	
ППЗ	Сухие	1985 г. р.	128	152	140	
		1986 г. р.	43	53	48	
ПП9	Сухие	1985 г. р.	28	29	29	
		1986 г. р.	14	15	15	
ПП11	Сухие	1985 г. р.	84	92	88	
		1986 г. р.	51	47	49	
		Ср. геом.	1985 г. р.	67	74	71
ПП16	Мокрые	1986 г. р.	32	34	33	
		1985 г. р.	33	44	38	
		1986 г. р.	19	24	21	
ПП21	Мокрые	1986 г. р.	29	39	34	
ПП22	Мокрые	1986 г. р.	4	10	7	
		Ср. геом.	1985 г. р.	33	44	38
		1986 г. р.	13	21	17	

* На 1 кг сырого веса; данные были специально пересчитаны для удобства сравнения результатов.

Второе важное наблюдение состоит в том, что можно провести грань между сухими и мокрыми выпадениями из анализа загрязнения хвои сосны даже через 15 месяцев после акта загрязнения. Видно, что и по абсолютным значениям данные табл. 12 не сильно расходятся с данными табл. 10. Обращает на себя внимание еще один интересный факт: ППЗ была под облаком, сильно обогащенным летучими элементами, в том числе изотопами цезия, которые находились преимущественно в кондиционной форме, не только лучше задерживающейся растительной поверхностью, но впоследствии и частично усваиваемой, а ПП9 и ПП11, напротив, загрязнялись преимущественно топливными частицами, из которых миграция радионуклидов, даже предположительно востребованных растением (например, цезия), вероятно, затруднена. Такие частицы лучше стряхивались и смывались с листовой поверхности. Данные табл. 12 в некоторой степени отражают отмеченное явление. Все это важно, так как с момента загрязнения растительности до момента отбора проб прошло значительное время, и соотношение между радионуклидами могло измениться не только в результате радиоактивного распада.

В ряде работ рассматриваются различия в задержании изотопов йода и изотопов цезия растительной поверхностью при сухих и мокрых выпадениях.

ниях [77; 40; 42]. А в модели PATHWAY [83] рассматриваются различия между этими же нуклидами в последующий период. Что же касается топливных и конденсационных частиц, то экспериментальной информации, позволяющей делать количественные оценки, практически нет. Это обстоятельство создает определенные препятствия, перспективы преодоления которых неясны. Однако доля ^{134}Cs и ^{137}Cs в суммарной активности на конец июля для целого ряда площадок довольно высока и поэтому неопределенность в оценке КП для этого элемента наименьшая. Так, для ПП22 по уровням загрязнения вклад ^{134}Cs и ^{137}Cs уже на середину июля составлял более 75%, а по мощности дозы — почти 90%. В то же время на другом полюсе находится площадка ПП39 (Масаны), где вклад ^{134}Cs и ^{137}Cs на середину июля составлял по суммарной активности 5—6%, а по мощности дозы — около 13%.

Высказанные соображения должны приниматься во внимание при интерпретации результатов измерений, приведенных в табл. 1. Особенно осторожно следует относиться к значениям КП для 1986 г. Но и полностью игнорировать экспериментальные результаты в отсутствие другой, возможно, и более надежной информации вряд ли целесообразно. Мы предлагаем для данных 1986 г. ввести термин «условный коэффициент перехода», который характеризует всю совокупность параметров, влияющих на удельное загрязнение растительной поверхности, но малоэффективен для дозовых оценок, как на данное растение, так и на последующие трофические звенья. Для последующих лет удельное загрязнение растений, формирующих суммарную гамма-активность образца, связано с двумя изотопами цезия независимо от местонахождения полигона. Поскольку и отношение между ^{134}Cs и ^{137}Cs на любой период времени и их вклад в суммарную гамма-активность образца легко вычислить. Мы можем путем несложных расчетов определить долю ^{137}Cs в пробе и соответственно КП. Результаты вычислений приведены в табл. 13.

Таблица 13. Величины условных коэффициентов перехода и КП для черники, полученные по данным измерения суммарной гамма-активности образцов

Место отбора	^{137}Cs в почве, $\text{кБк}/\text{м}^2$, 1986 г.	Часть растения	Коэффициент перехода ^{137}Cs , $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$				
			1986 *	1987	1988	1989	1990
ПП2	327	Надземная масса	734	78	51	18	13
ПП3	587	То же	127	131	63	69	84
ПП4	717	Ягоды	384	134	66	32	54
ПП6	745	"	—	86	67	26	

Табл. 13 (окончание)

ПП13	108	Ягоды	214	50	100	84	46
ПП15	484	Надземная масса	588	48	13	10	23
ПП16	479	Листья	303	80	38	30	14
ПП22	1899	Надземная масса	67	63	61	39	76
ПП35		То же	83				
ПП38	1444	"	—	69	35	21	18

* Условные коэффициенты перехода.

Из табл. 1 исключены образцы, активность которых за ряд лет составляла $1,00E-8$, поскольку это значение, по-видимому, являлось порогом чувствительности метода измерения. Как видно из приведенных в табл. 13 значений, условный коэффициент перехода (для 1986 г.) примерно в семь-восемь раз выше КП, что, впрочем, неудивительно, поскольку воздушный путь загрязнения более эффективен, чем корневой. В табл. 14 приведены параметры рассматриваемых выборок по КП.

Таблица 14. Параметры выборок по коэффициентам перехода ^{137}Cs в чернику

Параметр	1986	1987	1988	1989	1990
Число данных	8	9	9	9	8
Среднее	312	82	55	37	41
Стандартное отклонение	244	31	25	24	28
Среднее геометрическое	229	77	48	30	32

Из данных табл. 14 видно, что в 1987 г. уровни загрязнения черники были примерно вдвое выше, чем в последующие годы. В целом же можно сказать, что полученные таким образом КП не отличаются существенным образом от КП, рассмотренных ранее (см. табл. 6).

Попытаемся определить, насколько эффективнее воздушный путь загрязнения по сравнению с корневым. Будем считать для определенности, что урожайность черники составляет 3 ц/га, т. е. $0,03 \text{ кг сырого веса/м}^2$, или примерно $0,003 \text{ кг сухо-воздушного веса/м}^2$, положим также, что удельная активность ягод близка к загрязнению листьев и стеблей. Тогда для корневого поступления имеем примерно $0,1 \text{ Бк } ^{137}\text{Cs}$ в ягодах на площади 1 м^2 при уровне загрязнения 1 кБк/м^2 , или $0,01\%$. При воздушном пути для той же растительной биомассы (примерно $0,003 \text{ кг сухо-воздушного веса/м}^2$) доля задержания ^{137}Cs составит примерно 1% , т. е. будет на два порядка выше корневого поступления. Такая ситуация была бы реалистичной, если бы выпадения происходили в конце июня или июле, в период активного созревания ягод. В нашем случае (выпадения в последних числах апреля) загрязнялись только листья и почки (эффективная масса которых на мо-

мент выпадений не сильно отличалась от 0,003 кг сухо-воздушного веса/м²), и уже затем с этих поверхностей часть активности могла попасть в ягоды. Данные табл. 17 указывают на то, что примерно десятая часть первоначально задержанной активности сохранилась до момента созревания ягод. Эта оценка не выходит за рамки разумного и может служить ориентиром при последующем анализе. Такое же значение коэффициента транслокации (~0,1) — перехода радионуклидов с поверхности растения в его съедобную часть, через 55—95 дней после загрязнения — рекомендуют авторы модели ECOSYS-87 [77] для мобильных элементов (к которым относят и цезий). Для немобильных элементов, таких как стронций, цирконий, ниобий, церий, рутений, барий и плутоний, авторы рекомендуют значения коэффициента транслокации в диапазоне от 0,005 (для 55 дней) до 0,02 (для 40 дней).

Анализ материалов Костюковичской СЭС. Эта СЭС выбрана нами как пример использования наиболее объемного источника информации, до настоящего времени практически не введенного в научный оборот. Несколько десятков районных СЭС и несколько областных СЭС за прошедшие годы накопили колоссальное количество измерений по содержанию радионуклидов в продуктах питания (по нашим оценкам, несколько миллионов проб). В Костюковичском районе Могилевской области в течение семи лет работала экспедиция Института биофизики Министерства здравоохранения СССР. Сотрудники этого института помимо собственных исследований проводили калибровочные работы по тестированию аппаратуры, используемой в местной СЭС для измерения содержания радионуклидов в продуктах питания, создали электронный банк данных по части выполненных в СЭС измерений. Это обстоятельство явилось второй причиной, обусловившей привлечение массива данных для нашего анализа. Для наиболее загрязненных мест Костюковичского района характерен специфический радионуклидный состав выпадений, обусловленный вымыванием радиоактивных элементов из облака сильным ливневым дождем. Эта специфика связана с обогащением выпадений изотопами ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs, что также повлияло на наш выбор. Соотношение основных радионуклидов к ¹³⁷Cs в выпадениях приведены в табл. 15 [41].

Таблица 15. Соотношение ряда радионуклидов в выпадениях на территории Костюковичского района Могилевской области (в пересчете на 28 апреля 1986 г.)

Средняя плотность загрязнения по ¹³⁷ Cs, кБк/м ² (Ки/км ²)	¹⁴⁴ Ce/ ¹³⁷ Cs	¹³¹ I/ ¹³⁷ Cs	¹²⁵ Sb/ ¹³⁷ Cs	¹⁰⁶ Ru/ ¹³⁷ Cs	⁹⁵ Zr/ ¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs
370 (10,0)	0,12	10,5	0,038	0,36	0,09	0,022
1580 (42,7)	0,06	7,6	0,034	0,31	0,04	0,013

Последнее обстоятельство важно, так как измерения в районных СЭС проводились на радиометрической аппаратуре, измеряющей суммарную активность образца. В начальный период (до сентября 1986 г.) загрязненность продуктов контролировалась на установке ДП-100. Из 10 поступивших на измерение проб черники только в 3 скорость счета превышала порог чувствительности прибора (примерно 1000 Бк/кг). Все три пробы были из мест с уровнями загрязнения по ^{137}Cs выше 1000 кБк/м². Среднее значение условного коэффициента перехода составили примерно 3 Бк·кг⁻¹/(кБк·м²) (обратим внимание на то, что в этих и многих последующих результатах используется сырой вес продукта). Отметим два обстоятельства, повлиявшие на этот результат. Первое связано с тем, что две пробы были представлены вареньем, и это примерно вдвое снизило коэффициент перехода. Второе обстоятельство, уже упоминавшееся, связано с формированием первичного загрязнения. Напомним, что оно было обусловлено осаждением основной массы радионуклидов сильным дождем, за полчаса выпало 13—15 мм крупного дождя. Естественно, что поверхность развивающихся растений в этом случае задержала относительно небольшое количество радиоактивных веществ (10—20%). В заключение этого маленького обзора еще раз обратим внимание, что приведенный коэффициент перехода относится к суммарной активности (по крайней мере два изотопа цезия формировали скорость счета) и может служить лишь иллюстрацией к такого рода данным. Не будем останавливаться на возможностях реконструкции вклада отдельных радионуклидов в суммарную активность, измеренную на ДП-100, поскольку это тема отдельного исследования.

С 11 сентября 1986 г. службы районной СЭС начали контролировать загрязнение продукции с помощью двух радиометрических приборов КРВП-ЗАБ.

Прежде чем приступить к анализу загрязнения продуктов питания радиоактивными веществами, кратко остановимся на процедуре измерения проб и вычисления их активности. Это представляется важным, поскольку в литературе подобные описания отсутствуют.

Измерение фона установок проводилось, как правило, два раза в сутки в течение 30 минут на каждом приборе. Затем при вычислении суммарной активности пробы использовалось последнее по времени значение фоновой скорости. Активность пробы A вычислялась по соотношению

$$A = (N_a - N_{\text{ф}})k, \quad (1)$$

где N_a — скорость счета от образца, имп./мин; $N_{\text{ф}}$ — фоновая скорость счета, имп./мин; k — пересчетный коэффициент.

Впоследствии (с 1990 г.) оценка активности пробы велась по соотношению

$$A = (N_a - N_\phi - N_{k-40})k, \quad (2)$$

где N_{k-40} — скорость счета, обусловленная содержанием в продукте ^{40}K .

Наш расчет проводился по формуле (2), при этом использовалось не последнее текущее измерение фона, а среднее за весь период исследований. Пересчетный коэффициент в наших расчетах зависел от времени, а его значение было получено при калибровке конкретных приборов летом 1987 г. Сделанные поправки несколько уменьшили погрешность результатов [39].

В табл. 16 показан отфильтрованный фрагмент базы данных по загрязнению черники в Костюковичском районе.

Таблица 16. Содержание ^{137}Cs в чернике, собранной в Костюковичском районе, в 1986 г.

Населенный пункт	Черника	Дата	Бк/кг	кБк/м ²	(Бк/кг)/ (кБк/м ²)
Углы	Ягоды	22.09.86	14 574	2471	5,9
Большая Дуброва	Варенье	30.10.86	58 682	252	232,7
Углы	"	31.10.86	91 438	2465	37,1
Мокрое	"	06.11.86	63 155	1559	40,5
Большая Дуброва	"	18.11.86	14 863	252	59,0
Папортная	"	21.11.86	56 037	673	83,3
Гутка	"	25.11.86	43 579	1908	22,8
Мамоновка	"	27.11.86	22 944	1407	16,3
Мамоновка	"	27.11.86	57 239	1407	40,7
Вишни	"	28.11.86	40 356	405	99,7
Жарки	"	28.11.86	16 595	386	43,0
Шабли	"	28.11.86	32 949	386	85,3
Великий Бор	"	02.12.86	7 071	617	11,5
Жарки	"	02.12.86	32 227	386	83,5
Дубиец	"	25.12.86	2 790	1211	2,3
Красная Слобода	"	25.12.86	6 157	39	156,4
Дубиец	"	26.12.86	49 206	1211	40,6
Мокрое	Сушеная	10.10.86	112 891	1561	72,3
Мокрое	"	10.11.86	748 051	1558	480,1
Мокрое	"	05.12.86	482 972	1556	310,4
Островок	"	10.12.86	363 299	1049	346,4
Мокрое	"	16.12.86	677 729	1555	435,9

Мы видим, что уровни загрязнения черники урожая 1986 г. даже в варенье довольно высоки — так, максимальная активность составила почти

100 кБк/кг. При определении коэффициента перехода необходимо учитывать загрязненность почвенного покрова, но в месте сбора ягод жители, естественно, не отбирали проб почвы. Тем не менее местные жители, как правило, ходят за ягодой недалеко. Обычно люди, собиравшие ягоды в более грязном месте, чем то, где они живут, чаще обращаются в СЭС, чем те, кто собирал в более чистых местах. Таким образом, можно полагать, что совокупная информация, приуроченная к НП с большим загрязнением, несет в себе меньше ошибок в отношении коэффициента перехода. Для таких НП и более точно определен радионуклидный состав выпадений, что также снижает ошибки при интерпретации радиометрических измерений. Поэтому, ведя речь о фильтрации базы данных, мы имели в виду процедуру отбрасывания результатов, приписанных к местам с невысоким загрязнением.

В табл. 17 приведены основные параметры, характеризующие выборки по пробам черники для НП Костюковичского района, загрязнение ареалов которых по ^{137}Cs превышает 370 кБк/м².

Таблица 17. Параметры распределения коэффициентов перехода ^{137}Cs в чернику, собранную в Костюковичском районе

Параметр	1986 г.		1988 г.		1990 г.	
	Варенье	Сухая черника	Варенье	Сухая черника	Ягода	Сухая черника
Число проб	15,0	5,0	1,0	2,0	18,0	2,0
Среднее	44,8	329,0	4,7	11,2	7,2	41,0
Стандартное отклонение	31,3	159,0		8,1	9,2	18,0
Среднее геометрическое	30,8	277,0		9,7	3,4	39,0

Представительными можно считать выборки за 1986 и 1990 гг. Различие между высушенной черникой и черничным вареньем в 9—11 раз (сравниваются среднее геометрические значения) вполне отражает процесс усушки. Различие между воздушным и корневым загрязнением (сравниваются 1986 и 1990 гг.) составляет примерно 9 раз, что удовлетворительно согласуется с результатами, полученными по белорусским данным.

Следует отметить, что коэффициент перехода для урожая 1986 г., нивелирует различия между территориями района. А между тем пробы отбирались с мест, где прошли сильные и небольшие дожди, а в отдельных местах осадков в момент прохождения радиоактивного облака не отмечено. Поэтому в соответствии с рассмотренной выше картиной формирования первичного загрязнения растительности следует ожидать дифференциацию территорий по коэффициенту перехода. На **рис. 4** показана зависимость КП от плотности выпадений ^{137}Cs .

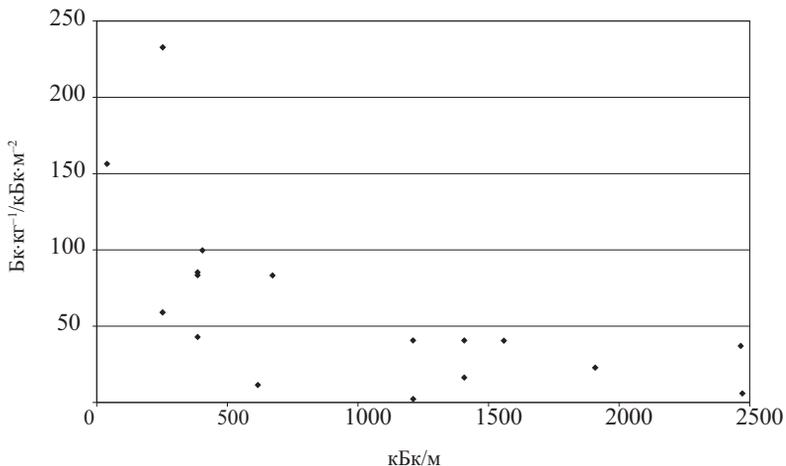


Рис. 4. Зависимость коэффициента перехода ^{137}Cs в чернику урожая 1986 г. от плотности выпадений

Там, где плотность выпадения мала (сухие выпадения), значения коэффициента перехода максимальны — примерно $200 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, там где прошли слабые дожди, его значение лежит в пределах $40\text{—}100 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, там же, где выпали сильные осадки (более $1000 \text{ кБк}/\text{м}^2$) — $5\text{—}40 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$. И только небольшая статистика и сделанные выше замечания не дают возможности получить статистические параметры соответствующих выборок. Впрочем, напомним еще раз, что верхние значения, такие как $100\text{—}200 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, по-видимому, столь высоки еще и потому, что были отобраны с более загрязненных территорий, чем те, по которым вычислялись КП.

Результаты измерений Брянской областной СЭС. Количество проб продуктов питания, измеренных в Брянском областном центре Государственного санитарно-эпидемиологического надзора (ЦГСЭН) за 12 прошедших лет, перевалило за 500 тыс. (данные по ежегодному количеству измеренных проб за первые 10 лет опубликованы, например, в отчете областной СЭС. Однако их электронная версия к настоящему времени довольно фрагментарна, при этом отдельные ее части представляют собой свертки по НП за календарные годы.

Рассмотрим на примере черники возможности оценки коэффициентов перехода из этой базы данных за ряд наиболее интересных лет. В 1986 г. из западных, самых загрязненных районов было измерено 6 проб свежей черники, отобранной в конце июня — начале июля на приборе ДП-100. Поскольку к 1 июля 1986 г. в этих районах вклад двух изотопов цезия в суммарную гамма-активность составлял примерно 75%, значимые изме-

ренные значения суммарной активности можно с определенной осторожностью использовать для оценки коэффициента перехода ^{137}Cs в чернику (табл. 18).

Таблица 18. Параметры распределения коэффициентов перехода ^{137}Cs в чернику, собранную в западных районах Брянской области, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$

Вид продукта (черника)	Дата	Число проб	Среднее	Стандартное отклонение	Среднее геометрическое
Ягоды	Июнь-июль 1986 г.	6	24,0	17,0	19,0
Ягоды	Август 1997 г.	Среднее по 8 НП	7,5	6,7	5,8
Варенье	Ноябрь 1997 г. — март 1998 г.	28	6,8		
Сушеная	Ноябрь 1997 г.	7	80,0	125,0	43,0

В этой же таблице приведены значения оцененных КП ^{137}Cs в свежую ягоду, черничное варенье и в сухофрукты за последние два года для тех же районов Брянской области. Для проб черничного варенья в базе приводятся усредненные данные по отдельным НП (от одной до четырех проб на НП). Поэтому корректно определить стандартное отклонение и среднее геометрическое значение не представляется возможным. Из результатов табл. 18 видно, что разница между загрязнением черники в 1986 г. и в настоящее время не превышает 3,5 раз. Это объясняется тем обстоятельством, что западные районы Брянской области были загрязнены в основном за счет мокрых выпадений (сильные дожди в момент прохождения радиоактивного облака до 40 мм/ч), для которых эффективность задержания радионуклидов листовой поверхностью примерно в 7—10 раз ниже, чем при сухих выпадениях. Различие между высушенной и свежей ягодой составляет примерно один порядок величины. Результаты по черничному варенью могут служить основой для оценки загрязненности ягод с поправкой 0,65 (см. ниже раздел: кулинарная обработка).

Краткий обзор результатов С.-Петербургского института радиационной гигиены и других авторов. В момент написания настоящей работы появилась очень небольшая по объему, но необычайно насыщенная по содержанию работа С.-Петербургского института радиационной гигиены, во многом перекликающаяся с разрабатываемой нами тематикой [62]. Работа посвящена анализу данных по динамике содержания ^{137}Cs в грибах и ягодах. Основной массив исходной информации базируется на результатах измерения проб полученных от населения Новозыбковского и Клинцовского районов Брянской области. Большая часть проб измерена в районных ЦГСЭН. Авторы этой работы отмечают, что ими «...не обнаружена статистически достоверное уменьшение радиоактивной загрязненности грибов и ягод в течение 12

лет, прошедших после аварии на ЧАЭС, либо их дезактивация проходила очень медленно. Более того, отмечен рост удельной активности ^{137}Cs почти во всех видах грибов в первые два-три года после аварии. Причина заключается, с одной стороны, в проникновении радионуклида из верхнего слоя лесного опада в область грибного мицелия, а с другой — некоторым увеличением содержания ^{137}Cs в почве за счет дополнительного поступления с опавшими листьями осенью 1986 г. и с иголками хвойных деревьев в течение нескольких лет после аварии. В отличие от грибов наибольшая удельная активность радионуклидов цезия в лесных ягодах отмечена в первый год после аварии, что связано, по-видимому, с поверхностным загрязнением листвы и веток ягодных кустов».

Отмечая более высокую активность лесных ягод в первый год, авторы тем не менее не приводят численных различий. Можно полагать, что эти различия невелики, поскольку в дальнейшем они включают в исследуемые выборки данные за все годы. Параметры этих весьма значительных по объему выборок приведены без сокращений в табл. 19, некоторые комментарии к таблице будут даны ниже. В этой таблице не совсем удачен, на наш взгляд, третий столбец, в котором приведены средние значения по выборкам и отклонения от средних, — неясно, в каком доверительном интервале. Нагляднее было бы наряду со средним значением привести стандартное отклонение, эти два параметра довольно полно характеризуют выборку с неизвестным распределением. Но это замечание не очень существенно. Можно было бы с определенной натяжкой относить значения третьего квартиля к данным за 1986 г. Об этом, в частности, свидетельствуют данные тех же авторов, опубликованные двумя годами ранее [75] (табл. 20).

Таблица 19. Коэффициенты перехода ^{137}Cs из почвы в грибы и ягоды (на $10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$)

Биологический вид	Число проб	Среднее арифметическое	Медиана	Нижний квартиль	Верхний квартиль
Грибы					
Валуи	2	78±20			
Горькушка	16	78±18	69	27	84
Польский	24	66±21	32	14	64
Свинушка	66	54±9	28	13	64
Волнушка	91	47±7	22	6,7	70
Моховик	45	47±12	22	4,3	52
Масленок	355	33±2	21	9,9	43
Гуска	71	26±7	9,8	2,4	19
Курочка	51	24±5	11	3,3	28

Табл. 19 (окончание)

Подберезовик	261	16±1	7,6	2,2	17
Рыжик	25	16±3	11	4,3	19
Сыроежка	299	15±1	6,5	2,0	16
Груздь	187	14±1	9,2	3,7	19
Рядовка	58	12±7	3,7	2,3	6,9
Подосиновик	56	36±18	4,9	1,8	14
Сморчок	31	12±3	3,1	0,5	23
Лисичка	579	11±3	3,7	1,5	8,1
Зеленка	152	10±1	6,5	3,1	12
Белый	446	9,2±0,7	5,0	2,6	10
Опенок	368	6,6±2	1,3	0,6	2,9
Дождевик	7	4,8			
Шампиньон	8	0,7			
Ягоды					
Клюква	55	14±2	10	1,6	19
Брусника	24	8,1±1	7,3	4,3	10
Черника	1043	5,8±0,2	4,7	2,5	7,5
Малина	567	5,3±0,2	3,7	1,6	7,0
Земляника	197	2,5±0,02	1,5	0,5	3,0
Ежевика	10	1,0±0,3			

Таблица 20. Основные параметры распределения коэффициента перехода ^{137}Cs в лесные ягоды, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$

Вид	1989—1994 гг. в Белоруссии			1986—1994 гг. в России		
	Среднее	Медиана	Стандартное отклонение	Среднее	Медиана	Стандартное отклонение
Черника	7,7	5,4	7,9	6,5	5,3	4,4
Клюква	8,9	8,5	2,7	13,0	13,2	10,0
Брусника				10,0		6,0
Земляника	2,0	1,6	1,6	3,8	2,6	3,8
Малина				2,6	1,9	2,6

Как видно, за первые 9 лет среднее значения и медиана коэффициента перехода были несколько выше, чем за 11 лет, а это означает, что в последние два года коэффициент перехода несколько уменьшился. Еще выше он был в Брянской области в 1990 г. и составлял $7,9 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$. Мы полагаем, что весь ряд значений $7,9 \Rightarrow 6,5 \Rightarrow 5,8$ получен из одной и той же выборки, последова-

тельно увеличивавшийся в объеме, при этом вклад 1986 г. последовательно уменьшался, а новые результаты были чуть ниже средних за предыдущие периоды. При этом не исключается, что в отдельные годы по метеорологическим признакам могли быть отклонения в ту или иную сторону.

Примечательны комментарии белорусских специалистов к данным табл. 20. Приведем их полностью: «Мы исследовали коэффициент перехода для *Fragaria vesca* (земляника лесная), собранной на гидроморфных и автоморфных почвах в Беларуси в период 1989—1994 гг. Коэффициент перехода для земляники, собранной на гидроморфных почвах, в 3,9 раза выше, чем для земляники с автоморфных почв. Вариации коэффициента перехода ^{137}Cs для всех ягод с автоморфных и гидроморфных почв составляют: 10—15 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²) и 80—130 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²) соответственно» [75]. Совершенно непонятно, как эти цифры корреспондируются с данными табл. 20, хотя сам вывод о специфике влияния почв на коэффициент перехода подчеркивается большинством исследователей. Одним из вероятных объяснений может быть отнесение вышеприведенных значений коэффициентов перехода к сухому весу ягод. Для сравнения приведем также данные по коэффициентам перехода ^{137}Cs в чернику, полученные в Финляндии — 2,8—5,8 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²).

Подведем некоторые итоги выполненного анализа данных по переходу радионуклидов в чернику. Для сухих выпадений, имевших место примерно за 2,5 месяца до созревания ягод (чернобыльская авария), коэффициент перехода радионуклидов в съедобную часть составлял 200—400 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²) для сухо-воздушного веса или 30—70 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²) для сырого веса ягод. Если бы выпадения происходили в момент сбора ягод, можно было бы ожидать примерно на порядок величины более сильного загрязнения листьев и ягод только по сравнительно долгоживущим радионуклидам.

Для мокрых выпадений реально имевших место в 1986 г., коэффициент перехода составлял 60—200 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²) для сухо-воздушного веса или 10—40 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²) для сырого веса ягод. Если бы выпадения происходили в момент сбора ягод, можно было бы ожидать загрязнения листьев и ягод в 6—10 раз более сильное по всем радионуклидам.

Во второй и последующие годы после выпадений, видимо, следует различать конденсационную и топливную составляющую [60]. Там, где доля топливного компонента была существенной, величина коэффициента перехода ^{137}Cs в чернику составляла в среднем 20—40 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²) для сухо-воздушного веса или 3—4 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²) для сырого веса ягод. Там же, где основная доля выпадений определялась конденсационной формой нуклидов, коэффициент перехода ^{137}Cs в чернику составлял в среднем 10—60 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²) для сухо-воздушного веса или 2—8 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²) для сырого веса ягод. Диапазон для топливной составляющей более узок в значительной

степени из-за малого объема выборки. Можно ожидать более низких значений коэффициента перехода для топливной составляющей по сравнению с конденсационной. Отметим, что нужно также различать топливные частицы, образовавшиеся при первоначальном взрыве, — диспергированное топливо и топливные частицы, образовавшиеся при последующем окислении ядерного топлива, — диоксиды урана [17]. В работах украинских исследователей отмечены разные скорости растворения таких топливных частиц и выщелачивания из них радионуклидов в естественных условиях [18].

Для растений, растущих на гидроморфных почвах, КП в чернику в три-четыре раза выше, чем на автоморфных. Влияние типа почв на КП ^{137}Cs в чернику в настоящее время фактически остается за рамками исследований. Можно сослаться на одно из редких наблюдений, сделанное в ходе выполнения проекта ЕСП 9 [82], по анализу загрязнения черники на дерново-подзолистой и на торфянистой почвах в 1995 г. Концентрация ^{137}Cs в ягодах на торфянистых почвах оказались в 1,3 раза выше.

Относительно динамики КП можно лишь отметить как тенденцию постепенный спад, вызванный закреплением цезия в сорбционных центрах (например, иллита), расположенных между слоями кристаллической решетки в области их расширенных концов — FES (от английского «Frayed Edge Sites») [21]. В отечественной литературе выведение цезия из биологического кругооборота имеет, на наш взгляд, не совсем удачное наименование «старение радионуклида». По мере перехода цезия из лесной подстилки в почвенные горизонты не исключено, что концентрация в растениях будет уменьшаться более быстрыми темпами, чем это наблюдается в настоящее время.

Хотя нет достаточно убедительных данных по эффективному периоду полуослабления КП ^{137}Cs в чернику, можно полагать, что его величина будет находиться в пределах 10—15 лет.

Лесные ягоды

Перейдем к рассмотрению коэффициентов перехода в другие лесные ягоды. При этом будем опускать техническую часть, которая во многом идентична описанным выше процедурам.

К традиционно собираемым населением ягодам в характерных для зоны загрязнения фитоценозах относятся: черника (*Vaccinium myrtillus* L.), голубика (*Vaccinium uliginosum* L.), земляника лесная (*Fragaria vesca* L.), малина (*Rubus idaeus* L.), брусника (*Vaccinium vitis-idaea* L.), клюква (*Vaccinium oxococcos*), смородина (*Ribes nigrum* L.), ежевика (*Rubus nessensis* W. Hall.), костяника (*Rubus saxatilis* L.), калина (*Viburnum opulus* L.), рябина (*Sorbus aucuparia* L.).

Брусника обыкновенная — вечнозеленый кустарничек 10—20 см высотой с горизонтальным корневищем. Соцветия сформированы в почках с осени. Цвете-

тет в мае-июне. Плоды созревают через два месяца, в августе. Растет на бедных кислых почвах разной степени увлажнения и различного механического состава. Урожайность ягод в разных типах сосняков — 1—13 ц/га, урожайность листьев в сосняках — 2—7 ц/га [13]. Характерный объем данных из монографии [46] по коэффициентам перехода отдельных радионуклидов приведен в табл. 21.

Отметим, что для брусники, как и для черники, наблюдаются фактически равные значения КП рутения, церия и цезия.

Таблица 21. Коэффициенты перехода радионуклидов в бруснику по материалам белорусских исследователей, Бк·кг⁻¹/кБк·м⁻²

Место отбора	Часть растения	Дата измерения	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	Pu
ППЗ	Большая часть растения	Август 1987 г.	61,7	64,9	1,7			2,1
		Июль 1989 г.	129,0	155,9				
		Июль 1990 г.	15,4	16,6				
ПП13	Большая часть растения	Август 1987 г.	68,2	31,9			24,9	
		Июль 1988 г.	23,8	46,9	163,3	26,8	63,9	27,5
ПП22	Листья	Август 1987 г.	28,8	30,1	7,5	46,9	29,8	
		Июль 1988 г.	29,8	28,6	50,8		34,0	5,3
		Июль 1989 г.	21,4	27,2				
ПП32	"	Июнь 1988 г.		10,8				

Короткое корневище еще у одной лесной ягоды — земляники лесной. Зацветает она в конце мая — начале июня, цветет все лето. Плоды созревают в июне-августе. В центральных районах России с 1 га естественных зарослей можно собрать 0,5—15 ц свежих плодов, на вырубках — до 30 ц [13].

Довольно популярна среди населения малина, которую собирают с одноименного полукустарника. Малина обыкновенная имеет побеги двух типов: травянистые однолетние вегетативные и одревесневшие двухлетние генеративные, которые полностью отмирают после плодоношения. Цветет в июне, плоды созревают через 35—40 дней, в июле-августе. Плодоношение, как правило, обильное. Средняя урожайность свежих плодов в естественных зарослях в центральных областях России — 2—6 ц/га, на вырубках — до 30 ц/га.

В лесных и лесостепных районах европейской части страны произрастает куманика, или ежевика несская с почти прямостоячими однолетними побегами. Цветет с мая до августа, плоды созревают примерно через месяц после цветения. Плодоношение ежегодно довольно обильное.

В табл. 22 приведены параметры распределения выборок для четырех ягодных дикорастущих культур, собираемых местным населением для приготовления компотов, варенья и других пищевых заготовок.

К сожалению, в белорусских исследованиях отсутствуют данные по довольно распространенной клюкве. К тому же, по-видимому, КП для клюквы имеет наибольшее значение среди ягод. В дополнение к данным табл. 19 приведем параметры выборки из семи результатов по КП ($\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$) (данные Костюковичской СЭС):

среднее	15,25;
стандартное отклонение	12,50;
среднее геометрическое	12,58;
квартиль 1	9,36;
медиана	10,08;
квартиль 3	14,13.

Таблица 22. Параметры выборки по коэффициентам перехода радионуклидов в лесные ягоды в период 1987—1991 гг., $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$

Параметр	^{134}Cs *	^{137}Cs	^{90}Sr	^{144}Ce	^{106}Ru	$^{38-40}\text{Pu}$
Брусника						
Число данных	8	9	4	2	4	3
Среднее	47,3	45,9	55,8	36,9	38,2	11,6
Стандартное отклонение	38,2	44,2	74,9	14,2	17,6	13,8
Среднее геометрическое	37,2	34,2	18,0	35,5	35,6	6,7
Ежевика						
Число данных	6	6	1	2	3	2
Среднее	24,1	25,6	0,8	4,6	47,4	7,2
Стандартное отклонение	10,7	13,1		3,4	68,7	9,0
Среднее геометрическое	20,8	21,0		3,9	14,4	3,3
Земляника						
Число данных	14	14	7	5	6	8
Среднее	45,0	46,3	705,8	72,3	69,2	131,6
Стандартное отклонение	33,5	34,0	1689,1	58,2	47,4	178,2
Среднее геометрическое	35,5	36,4	21,3	44,3	43,3	23,7
Малина						
Число данных	16	16	4	4	5	5
Среднее	40,2	45,5	112,8	15,8	11,1	28,3
Стандартное отклонение	34,8	40,2	172,8	10,3	2,8	32,6
Среднее геометрическое	27,6	32,8	27,6	11,6	10,8	18,8

* Коэффициент перехода здесь получен для сухо-воздушного веса.

Характерной особенностью белорусских данных из табл. 6 и 22 являются значения коэффициентов перехода для рутения и церия сравнимые по величине с коэффициентами перехода для цезия.

Ягоды рябины, хотя и редко, но используются жителями для приготовления варенья и настоек. В табл. 23 приведены данные по загрязнению листьев рябины различными радионуклидами.

Таблица 23. Параметры выборки по коэффициентам перехода радионуклидов в листья рябины, Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²)

Параметр	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	Pu
Число данных	25	25	6	7	6	8
Среднее	20,2	23,5	5,8	20,8	43,4	11,5
Стандартное отклонение	16,5	18,6	6,1	21,0	58,1	10,9
Среднее геометрическое	15,7	18,1	2,3	14,8	11,7	8,9

И здесь наблюдается та же картина: коэффициенты перехода для церия и рутения близки к данным по изотопам цезия. Эти результаты несколько расходятся с представлениями самих авторов. Вот что они пишут: «Позднее внимание исследователей привлекают ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, поскольку большинство других радиоактивных изотопов (¹⁰³Ru, ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁴Ce и др.) усваиваются корневыми системами в небольших количествах [12; 54; 63] и с точки зрения загрязнения растительной продукции несущественно» [46]. Правда, сославшись на серьезные авторитеты, авторы буквально на следующей странице приводят еще одну интересную таблицу (табл. 24).

При расчете коэффициентов накопления авторы использовали данные о концентрации радионуклидов в листьях и верхнем пятисантиметровом слое почвы. Эта таблица приведена как иллюстрация *неодинаковой избирательной поглотительной способности древесных растений*. Мы же обратим внимания, что коэффициенты накопления рутения и церия совсем не отличаются от коэффициентов накопления изотопов цезия, а для плутония сравнимы с полученными для стронция.

Таблица 24. Коэффициенты накопления радионуклидов из почвы различными древесными породами

Объект исследования	⁹⁰ Sr	Pu	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
Береза	0,50	0,30	1,44	1,52	2,85	3,82
Осина	0,60	0,09	1,66	—	1,42	1,44
Дуб	0,79	0,18	1,37	0,83	1,39	1,56
Ольха	0,60	0,22	1,12	0,53	0,53	0,71
Сосна	0,45	0,19	0,73	0,88	0,48	0,74

Еще один массив результатов получен в следующем эксперименте. Авторы изучали влияние хронического облучения на характеристики линейно-весовых параметров основных генеративных структур сосны: «Для этого в ноябре-декабре 1987, 1989 и 1992 гг. со спиленных модельных деревьев производили сбор шишек. Из общего их количества на каждом участке в 5-кратной повторности отбирали партии по 50 шишек для определения линейно-весовых параметров их и извлеченных из них семян... Одновременно с изучением линейно-весовых параметров основных генеративных структур сосны было проведено их радиометрическое исследование (в частности, семян) с определением радионуклидного состава на гамма-спектрометре "Oktam-300"» [46]. Публикация результатов измерений, выгодно отличающая это исследование от большинства остальных, позволяет нам заняться изучением тех параметров, которые органически вписываются в настоящую работу.

В начале 1987 г. авторы выбрали семь участков леса (для сбора семян) в наиболее распространенных сосняках мшистого типа леса. «Почти все они расположены в северной части 30-км зоны вокруг ЧАЭС на территории Хойницкого и Комаринского лесхозов Гомельской области, за исключением двух наиболее удаленных точек (ПП1 и ПП2) в Столинском лесхозе Брестской области. Все опытные участки характеризуются сходными лесорастительными условиями и близкими лесоводственно-таксационными показателями, но различаются между собой по уровню радиоактивного загрязнения почвы (9—3250 Ки/км² по гамма-фону)» [46]. Авторы приводят удельное содержание радионуклидов в верхнем пятисантиметровом слое почвы⁶. Поэтому нетрудно получить коэффициенты накопления отдельных радионуклидов в семенах сосны. Нами выполнены эти простые расчеты (табл. 25).

Полученные результаты убедительно свидетельствуют, что при корневом питании в живую ткань растения различные по химико-физическим свойствам радионуклиды поступают примерно одинаково. Эксперимент, выполненный белорусскими исследователями, отвечает самым серьезным требованиям. Еще раз обратим внимание, что диапазон уровней загрязнения полигонов достаточно широк: полюсные участки различаются почти в 500 раз. Поступление радионуклидов в семена могло быть только по корневому пути. Выборки представительны. Результаты имеют очень малый разброс от среднего.

Второе важное наблюдение, которое можно сделать по данным табл. 25, состоит в том, что уже после первой весны выпавшие на поверхность радионуклиды стали доступны для корней сосны и в последующие несколько лет абсолютная величина этой доступности оставалось неизменной. Ины-

⁶ Здесь фактически речь идет об органическом горизонте, и правильнее было бы говорить о коэффициенте $TF_{орг}$, о котором речь идет ниже.

ми словами, кроме радиоактивного распада не было иных факторов, влияющих на снижение биологической доступности чернобыльских выпадений применительно к сосне.

Таблица 25. Коэффициенты накопления радионуклидов в семенах сосны

№ участка	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	¹²⁵ Sb	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs
Урожай 1987 г.							
1	0,12	0,11	0,12	0,11	0,08	0,13	0,11
2	0,12	0,11	0,13	0,13	0,14	0,15	0,13
3	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11	0,10
4	0,11	0,10	0,11	0,11	0,11	0,14	0,10
5							
6	0,11	0,11	0,15	0,13	0,11	0,13	0,10
7	0,11	0,12	0,12	0,12	0,12	0,15	0,12
Среднее	0,11	0,11	0,12	0,12	0,11	0,13	0,11
Урожай 1989 г.							
1	0,10	0,08			0,08	0,12	0,11
2	0,12	0,11			0,15	0,15	0,12
3	0,10	0,11			0,09	0,11	0,10
4	0,11	0,09			0,11	0,13	0,11
5							
6	0,11	0,09			0,10	0,12	0,09
7	0,13	0,12			0,15	0,15	0,13
Среднее	0,11	0,10			0,11	0,13	0,11
Урожай 1992 г.							
1	0,10	0,10			0,11	0,11	0,11
2	0,12	0,11			0,14	0,13	0,14
3	0,11	0,09			0,10	0,11	0,10
4	0,11	0,10			0,12	0,13	0,10
5	0,10	0,07			0,12	0,10	0,08
6	0,11	0,10			0,10	0,10	0,09
7	0,11	0,12			0,14	0,13	0,11
Среднее	0,11	0,10			0,12	0,12	0,11

Рассмотрим еще один пример. На этот раз обратимся к миру лишайников, которые представляют собой весьма сложный объект, так как состоят из двух физиологически противоположных компонентов — гетеротрофного гриба и автотрофной водоросли. У них отмечена одна важная для нашего исследования особенность — «...способность накапливать в своем слоевище те минеральные вещества, которые в таких его количествах для их нормальной жизнедеятельности, казалось бы, и не нужны. Биологический смысл такого избирательного накопления отдельных веществ не уста-

новлен» [15]. Часто наблюдается явный параллелизм между минеральным составом лишайников и содержанием веществ в субстрате. Вместе с тем лишайниковые синузии в силу своеобразия лишайников как организмов (медленного роста, особого типа питания и обмена веществ, своеобразия продуктов метаболизма) обладают некоторой автономностью развития и рядом специфических черт. В табл. 26 представлены результаты расчетов коэффициентов перехода различных радионуклидов в гипогимнию вздутую (*Hypogimnia physodes*).

Таблица 26. Коэффициенты перехода радионуклидов в гипогимнию вздутую, Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²)

Место отбора	Дата измерения	Коэффициент перехода					
		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	^{38—40} Pu
ППЗ	Июнь 1988 г.	606	549		697	671	512
ПП4	Август 1987 г.	82	74		318	1083	1
ПП9	Июль 1989 г.	129	17		129	256	
ПП11	Август 1987 г.	389	296	235	255	377	285
	Июль 1990 г.	90	87		107	109	
ПП13	Июль 1990 г.	217	197		570	566	
ПП14	Июнь 1988 г.	131	151	61	366	384	3793
	Июль 1989 г.	203	227		381	423	
	Июль 1990 г.	172	154		258	681	
ПП21	Август 1987 г.	311	348	120		531	9
ПП32	Июнь 1988 г.		32			173	
Число проб		10	11	3	9	11	5
Среднее		233	194	139	342	478	920
Стандартное отклонение		163	157	89	192	275	1620
Среднее геометрическое		192	132	120	293	402	79

Несмотря на определенную пестроту результатов (особенно заметную для смеси альфа-излучателей, вызванную, безусловно, методическими проблемами определения их содержания в почве и растительной ткани), можно отметить, что и для лишайников подтверждаются те же закономерности, что и для цветковых и голосемянных растений, а именно: КП для ¹⁰⁶Ru имеют наибольшие значения, а КП для изотопов цезия и церия примерно одинаковы. Характерной особенностью лишайниковых является абсолютная величина коэффициента перехода: для всех исследованных элементов она примерно на порядок величины выше, чем для растений, получающих питание из лесной подстилки (в свою очередь, «рекордсменов» среди других растений), и сравнима с показателями грибов или даже выше. Это естественным образом делает лишайники основным индикатором для мониторинга окружающей среды, поскольку плодовые тела грибов появляются только на короткий период.

Итак, мы видим, что к каким бы данным белорусских исследователей мы ни обратились, всюду значения коэффициентов перехода или накопления радионуклидов не зависят существенно от химического номера элемента. Полезно было бы сравнить эти данные с результатами других исследователей, занимающихся миграцией чернобыльских радионуклидов в вегетативные органы растений. К сожалению, таких работ немного. Тем не менее некоторую информацию можно извлечь из практически не публикующихся материалов научных экспедиций в загрязненные районы. В табл. 27 приведены фрагменты измерений радионуклидного состава образцов растительности, в которых зарегистрирован ^{106}Ru (по материалам экспедиций ИБФ — лаборатория О. А. Павловского).

Таблица 27. Коэффициенты перехода радионуклидов в растительность

Населенный пункт	Вид пробы	Дата отбора	Коэффициент перехода, Бк·кг ⁻¹ /(кБк·м ⁻²)			$^{106}\text{Ru}/^{137}\text{Cs}$
			^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	
Малые Немки	Хвоя двухлетняя	23.05.87	21,20	17,20	31,00	1,8
	Хвоя однолетняя	23.05.87	2,70	2,80	9,20	3,2
	Лист ивы	23.05.87	2,10	3,90	9,80	2,5
	Водоросли	08.06.88	1,80	1,80	7,00	3,8
Ветухна	Трава	26.05.87	1,30	1,30	2,20	1,7
	«»	03.06.88	1,20	1,10	0,70	0,6
Заречье	Водоросли	06.06.87	0,17	0,21	1,04	4,9
Прудок	Водоросли	07.06.87		0,41	1,43	3,5
Демидов	Кувшинка	06.06.87	4,30	5,40	7,10	1,3
Киселевка	Трава	25.05.88	7,70	8,00	18,8	2,3
Среднее						2,6

Даже из таких немногочисленных данных хорошо видно, что КП для ^{106}Ru выше, чем для изотопов цезия, и это важное свидетельство того, что в данных белорусских ученых, по-видимому, нет систематической ошибки.

Высокие коэффициенты перехода для изотопов церия и особенно рутения заставляют предполагать, что существующие в настоящее время взгляды на механизмы поступления радионуклидов из почвы в растения еще далеки от истинных и требуют совершенствования. Об этом, в частности, говорит и такой крупный авторитет в области радиэкологии лесных экосистем, как Ф. А. Тихомиров. Он писал в итоговом отчете по проекту ЕСР 5: «Поскольку растения всасывают только одно- и двухвалентные ионы, а церий в почвах присутствует как трехвалентный ион, его поступление ожидалось очень низким. Однако для некоторых растений, растущих в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС, мы измерили удивительно высо-

кие величины для ^{144}Ce ($T_{\text{Forg}} = 0,43$)⁷ [67]. Это исследование 1992 г. было посвящено папоротнику, для других растений, в том числе и ягодных, были получены значения T_{Forg} ниже 0,01⁸. Там же Ф. А. Тихомиров писал: «Поглощение ^{106}Ru растениями очень низко. Максимальное значение T_{Forg} равно 0,005. Даже папоротники не демонстрируют тенденции к поглощению рутения. Очевидно, что рутений не аккумулируется растениями во всех случаях» [67]. Данные белорусских ученых и результаты ИБФ дают нам повод усомниться в этом выводе.

Сравнительный анализ видовых особенностей позволяет заключить, что наибольшие коэффициенты перехода радионуклидов характерны для видов, произрастающих в более влажных местах. Поэтому максимальные КП наблюдаются для клюквы. Затем идут влаголюбивые брусника и черника. По убыванию средних коэффициентов перехода лесные ягоды образуют следующий ряд:

клюква → брусника → черника → земляника → малина → ежевика.

Вместе с тем различия между отдельными видами не очень велики и, например, малина или земляника, собранные с гидроморфных почв, могут иметь большие КП, чем черника с автоморфных почв.

Грибы

К традиционно собираемым населением в характерных для зоны загрязнения фитоценозах относятся виды грибов, перечисленные в табл. 28.

Таблица 28. Русские и латинские названия наиболее часто встречающихся грибов

Русское название	Латинское название
Белый гриб	<i>Boletus edulis</i>
Волнушка	<i>Lactarius torminosus</i>
Горькушка	<i>Lactarius rufus</i>
Груздь настоящий	<i>Lactarius resimus</i>
Груздь черный	<i>Lactarius necator</i>
Дождевик	<i>Lycoperdon perlatum</i>
Зеленушка	<i>Tricholoma flavovirens</i>
Курочка	<i>Tricholoma portentosum</i>
Лисичка желтая	<i>Cantharellus cibarius</i>
Масленок поздний	<i>Suillus luteus</i>
Моховик желто-бурый	<i>Suillus variegatus</i>
Опенок летний	<i>Kuehneromyces mutabilis</i>

⁷ T_{Forg} — отношение концентрации радионуклида в растении (Бк/кг сухого веса) к концентрации в органическом горизонте (Бк/кг сухого веса).

⁸ Речь идет всего о нескольких пробах, а не о систематическом исследовании.

Табл. 28 (окончание)

Опенок осенний	Armillariella mellea
Подберезовик	Leccinum scabrum
Подгруздок черный	Russula adusta
Подосиновик	Leccinum aurantiacum
Польский гриб	Xercomus badius
Рыжик	Lactarius deliciosus
Рядовка	Tricholoma
Свинушка тонкая	Paxillus involutus
Сморчок	Morchella esculenta
Строчок	Gyromitra esculenta
Сыроежка желтая	Russula lutea
Сыроежка пищевая	Russula vesca
Шампиньон	Agaricus campester

По накопительной способности ^{137}Cs грибы значительно превосходят все другие компоненты лесного биогеоценоза. В среднем удельная активность грибов более чем в двадцать раз превосходит таковую максимально загрязненного слоя лесной подстилки [63]. Грибы являются абсолютными концентраторами ^{137}Cs в биогеоценозе, а с учетом того, что запасы биомассы мицелия составляют около 200 г/м^2 [79], очевидна значимость роли грибов в биогеохимической миграции этого радионуклида.

Величина накопления ^{137}Cs грибами сильно зависит от условий местообитания, климатических особенностей сезона, видовой принадлежности и, естественно, от пространственного распределения биологически доступного ^{137}Cs . Анализу факторов, влияющих на величину накопления радионуклидов, посвящено много исследований, однако проблема довольно сложна и пока далека от удовлетворительного разрешения. Сегодня на основе собранного эмпирического материала можно делать только качественные выводы и заключения, т. е. по существу ограничиваться описательными характеристиками.

В начальный период (первый месяц после аварии) пробы грибов, насколько нам известно не отбирались. Наиболее ранние результаты относятся к строчкам (табл. 29).

**Таблица 29. Уровни суммарного загрязнения строчков в
Белынкавичих Костюковичского района**

Дата	Суммарная активность, кБк/кг	Расчетная активность ^{137}Cs , Бк/кг	^{137}Cs , кБк/м ²	Коэффициент перехода, Бк·кг ⁻¹ /(кБк·м ⁻²)
26.05.86	3,97	455	7	65
03.06.86	0,97	132	7	13

Вполне резонно полагать, что уже для строчков воздушный путь загрязнения был не единственным, и коэффициент перехода определялся как воздушным, так и корневым поступлением радионуклидов в плодовое тело грибов⁹.

В табл. 30 приведены основные параметры выборок за отдельные годы по коэффициентам перехода, полученные из баз данных Костюковичской СЭС (период с 1986 по 1990 гг.) и в Брянском ЦГСЭН (1986 и 1997—1998 гг.).

Таблица 30. Параметры выборок по коэффициенту перехода для грибов всех видов, Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²)

Источник информации	Год	Число проб	Среднее	Стандартное отклонение	Среднее геометрическое	Квартиль 1	Квартиль 3
Свежие грибы							
Брянская СЭС	1986	20	12,0	9,0	9,2	5,6	15,7
Брянская СЭС	1997—1998	619 *	18,5	26,4	9,3	3,8	18,5
Костюковичи, ДП-100	Лето 1986	30	35,2	47,3	14,6	4,8	47,0
Костюковичи, КРВП	1986	22	10,6	16,6	4,4	1,7	8,8
Костюковичи	1987	18	12,3	11,2	7,2	4,9	17,7
Костюковичи	1988	13	12,6	14,2	6,8	4,7	10,4
Костюковичи	1990	100	15,0	19,3	7,2	3,2	16,4
Сухие грибы							
Брянская СЭС	1986	9	55,0	31,0	45,0	23,0	79,0
Костюковичи	1986	37	72,0	63,0	42,0	20,0	117,0
Костюковичи	1988	18	36,0	35,0	21,0	13,0	51,0

* В выборке использованы средние значения по 119 НП.

Промежуточные годы по Брянской области нашли свое отражение в табл. 19. Две причины послужили основанием для объединения различных видов грибов в единую выборку. Первая связана с маленькой статистикой проб по отдельным видам. Вторая причина исходит из цели настоящей работы — оценить дозовые нагрузки. При неизвестном потреблении отдельных видов грибов местным населением не возникает необходимости в подробной дифференциации проб. Кроме того, в рабочих журналах примерно в 30—40% случаев не отмечен вид грибов. Мы полагаем, что выполненная авторами работа по определению влияния видовых особенностей на коэффициент перехода, табл. 19 [62] может служить ориентиром, как для проведения защитных мероприятий, так и для формирования представлений. Средняя величина КП ¹³⁷Cs для всех 3198 грибных проб из

⁹ Для грибов характерно и контактное поверхностное загрязнение, долю которого в каждом конкретном случае без специальных исследований определить весьма сложно.

западных районов Брянской области, определенная из данных табл. 19, составляет $17,8 \text{ (Бк}\cdot\text{кг}^{-1})/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, что довольно близко к значениям из рассматриваемой нами таблицы.

Рассмотрим еще ряд примеров по загрязнению грибов. В обзорной работе белорусских и русских исследователей приведены коэффициенты перехода ^{137}Cs в разные виды грибов в после чернобыльский период [75] (табл. 31).

Таблица 31. Некоторые статистические параметры по коэффициенту перехода ^{137}Cs в разные виды грибов, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$

Вид грибов	Россия, 1986—1994 гг.			Беларусь, 1989—1990 гг.			Беларусь, 1994 г.		
	Среднее	Медиана	Стандартное отклонение	Среднее	Медиана	Стандартное отклонение	Среднее	Медиана	Стандартное отклонение
Белый гриб	7,3	4,6	7,2	7,8	6,4	6,0	13,9	9,9	11,0
Зеленушка	11,0	5,7	11,0	8,4	5,9	7,3	43,7	44,0	25,0
Лисичка желтая	6,2	4,6	5,8	8,6	5,2	10,4	11,7	6,8	14,6
Масленок	32,0	23,0	26,0	98,3	90,1	68,3	41,7	32,9	33,4
Опенок осенний	1,6	1,2	1,5	7,4	7,9	4,2	4,8	3,4	4,6
Подберезовик	15,0	10,0	17,0	46,4	40,0	57,2	48,9	35,0	72,9
Польский гриб				110,6	99,1	50,9	83,6	81,2	74,4
Сыроежка	10,0	6,3	10,0	28,3	17,0	42,7	50,3	25,6	74,8

Отметим, что для распределений предрасположенных к логарифмически нормальному, значения медианы и среднегеометрического близки. Поскольку речь в нашей работе идет именно о таких распределениях, позволено сравнивать значения этих параметров, которые вместе со стандартным отклонением в наибольшей степени характеризуют рассматриваемые выборки.

Из результатов табл. 31 заслуживают внимание аномально высокие значения коэффициентов для польского гриба и маслят, отобранных в Беларуси. Для России значения коэффициента перехода для этих видов грибов также находятся в верхней части табл. 19, но абсолютные значения, например медианы распределения, примерно в три раза ниже. К сожалению, мы не имеем возможности ознакомиться с методикой пробоотбора и подготовкой проб к измерению в обоих случаях и потому вынуждены только констатировать имеющиеся расхождения. Выскажем еще одно сомнение, связанное с тем, что нельзя исключить из выборок белорусских коллег данных служб санитарного надзора, к которым требуется особенно внимательное отношение. Очень часто в измерениях СЭС можно встретить пробы

с высокими уровнями загрязнения, принесенные жителями, проживающими в относительно благополучных районах. В условиях, когда место отбора пробы довольно неопределенно (а это как раз более всего относится к грибам и часто — к лесным ягодам), для получения коэффициента перехода пользуются плотностью загрязнения в месте проживания жителя. Это довольно распространенная ошибка обработки данных СЭС.

Самый низкий коэффициент отмечен для опенка осеннего. Некоторые авторы отмечают, что коэффициент перехода в белый гриб ниже, чем в другие виды грибов [74]. В Финляндии КП для белых грибов находится в пределах от 0,8 до $20 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, а для лисичек — от 6,1 до $13,0 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$. Масканцони для этих же видов приводит следующие средние данные: белые грибы — $5,0 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$; лисички — $14,0 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$.

Почти все авторы, исследующие загрязнение грибов после чернобыльских выпадений не отмечают достоверно определяемой временной зависимости за первые десять лет после аварии.

По мнению А. И. Щеглова, «...в первые 1—2 года удельная активность грибов относительно невысока и определяется, в основном, внешним загрязнением плодовых тел, о чем свидетельствует близость радионуклидного состава их загрязнения с таковым радиоактивных выпадений. Через 2—3 года, когда основное количество радионуклидов в почве перемещается в ферментативный слой подстилки O2, густо переплетенный гифами грибов, наблюдается относительный максимум накопления ^{137}Cs в последних. В последующие годы динамика характеризуется трендом снижения КП ^{137}Cs в грибы» [63]. Дальше автор оговаривает, что это только общая схема в динамике КП, а в отдельные годы и в отдельных местах возможны отклонения от общих закономерностей. Однако относительно первых двух лет убедительных экспериментальных доказательств все же явно недостаточно. Кроме того, для фигурирующих в большинстве исследований российских территорий, загрязненных в результате сильных дождей, вымывших радионуклиды из радиоактивного облака, уже в начальный период значительная часть радионуклидов попала с водой в слой O2. Сам же автор, чтобы сивелировать влияние различных факторов, предлагает рассматривать средние многолетние величины КП (табл. 32), [63, табл. 41].

Отсутствие числа проб каждого вида затрудняет полноценный анализ этого материала, но основные качественные выводы можно сделать. Межвидовые различия в целом такие же, как и в табл. 19. Самые высокие коэффициенты перехода зафиксированы для горькушки, польского гриба и свинушки, самые низкие — для дождевика, лисички и опенка осеннего. Величина размаха между КП для горькушки и дождевика равна 35 по сравнению с 16 для Брянской области, но это скорее не противоречие, а характеристика чувствительности подобных анализов.

Таблица 32. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в различные виды грибов лесов 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС

Русское название	Латинское название	(Бк/кг сух.веса *) / (кВк/м ²)		
		Среднее	Минимальное	Максимальное
Дождевик	Lycoperdon perlatum	35,1	11,4	56,2
Лисичка желтая	Cantharellus cibarius	36,8	18,0	63,8
Говоруха	Clitocybe	64,9	18,6	102,0
Опенок осенний	Armillariella mellea	77,3	6,2	200,0
Подосиновик	Leccinum aurantiacum	173,0	23,0	440,0
Белый гриб	Boletus edulis	189,0	58,0	320,0
Мухомор красный	Amanita muscaria	194,0	22,0	600,0
Груздь черный	Lactarius necator	285,0	46,0	1080,0
Подберезовик	Leccinum scabrum	367,0	102	960,0
Сыроежка пищевая	Russula vesca	421,0	6,0	1400,0
Гиднум выемчатый	Hydnum repandum	511,0	32,4	680,0
Волнушка	Lactarius torminosus	884,0	38,0	1388,0
Свинушка тонкая	Paxillus involutus	1065,0	9,0	3000,0
Польский гриб	Xercomus badius	1153,0	1040	1280,0
Горькушка	Lactarius rufus	1225,0	20,0	3000,0

Примечание. Образцы проб высушивались при температуре 105°С.

Из всех результатов табл. 32 обращает на себя внимание крайне узкое распределение для польского гриба. Возможно, это объясняется очень маленькой статистикой. Интересно, что уже в следующей таблице [63, табл. 42], где рассматривается накопление ^{137}Cs польским грибом только в пятикилометровой зоне Чернобыльской АЭС, КП изменяется от 900 до 6000 (Бк/кг сухого веса)/(кБк/м²) при среднем значении 3000 (Бк/кг сухого веса)/(кБк/м²). Заметим, однако, что вариабельность плотности загрязнения в местах отбора грибов была весьма значительной — от 400 до 10 000 кБк/м². И это обстоятельство только запутывает картину, которую мы собираемся воссоздать.

Влияние фактора почвенной среды на КП для одних и тех же видов грибов, произрастающих на участках с примерно одинаковой плотностью загрязнения, но в различных почвенно-экологических условиях, продемонстрировано в табл. 33 [63].

Таким образом, почвенно-экологический фактор может на порядок величины влиять на КП ^{137}Cs для грибов.

Зависимость коэффициента перехода ^{137}Cs в грибы в зависимости от типа почв была отмечена и белорусскими исследователями [75]. В табл. 34 для ряда грибов даны основные параметры выборок, отобранных с автоморфных и гидроморфных почв. Как видно из этих данных, коэффициент пере-

хода в грибы на гидроморфных почвах в два-три раза выше, чем на автоморфных.

Таблица 33. Влияние экологических условий произрастания на накопление ^{137}Cs различными видами грибов (по данным на 1990 г.), (Бк/кг сухого веса)/(кБк/м²)

Русское название	Латинское название	Элювиальный ландшафт	Аккумулятивный ландшафт
Дождевик	Lycoperdon perlatum	11,4	30,0
Опенок осенний	Armillariella mellea	8,2	200,0
Сыроежка пищевая	Russula vesca	12,4	920,0
Гриб зонтик пестрый	Macrolepiota procera	26,0	44,0
Груздь черный	Lactarius necator	48,0	380,0
Говорушка	Clitocybe	78,0	360,0
Свинушка тонкая	Paxillus involutus	200,0	4200,0
Волнушка	Lactarius torminosus	380,0	340,0

Таблица 34. Статистические параметры выборок по коэффициенту перехода ^{137}Cs в разные виды грибов, собранные с автоморфных и гидроморфных почв, Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²)

Вид грибов	Автоморфные почвы				Гидроморфные почвы			
	Число проб	Среднее	Медиана	Стандартное отклонение	Число проб	Среднее	Медиана	Стандартное отклонение
Белый гриб	279	14,8	13,8	5,3	194	41,6	40,4	7,1
Зеленушка	208	8,4	7,3	4,7	167	14,9	14,3	4,8
Лисичка желтая	311	7,7	5,7	6,3	341	10,7	9,3	5,9
Польский гриб	221	56,2	51,6	20,8	183	122,4	116,1	34,8

Приведем данные по коэффициентам перехода ^{137}Cs в лесную продукцию, полученные в ареале НП Рокитно и Старое Село Ровенской области. Это область белорусско-украинского Полесья, для которой отмечались аномально высокие коэффициенты накопления данного нуклида, например, в пастбищной траве [27; 36]. В табл. 35 приведены статистические параметры выборок для грибов и лесных ягод [1], показывающие, что на легких почвах Полесья коэффициенты перехода в грибы выше, чем даже для гидроморфных почв (за исключением польских грибов).

Таблица 35. Параметры выборок по коэффициентам перехода ^{137}Cs в грибы и ягоды в Ровенской области, Бк·кг $^{-1}$ /(кБк·м $^{-2}$)

Продукт	Значение КП		
	Минимальное	Среднее	Максимальное
Грибы	57	83	109
Ягоды	4	10	18

Подведем некоторые итоги. Воздушное загрязнение грибов вследствие чернобыльской аварии не зафиксировано. Поступление радиоактивных веществ в плодовое тело корневым путем или посредством пиноцитоза ¹⁰ фактически не зависит от времени, прошедшего после аварии (рассматривается период продолжительностью 12 лет), а определяется свойствами водного питания почвы и еще в большей степени видом гриба. Различия между автотрофными и гидроморфными почвами оцениваются величиной в два-три раза. Межвидовые различия достигают двух порядков величины. Полагаем, что дело здесь не столько в физиологической специфике отдельных видов, а в результате эволюции приспособлении к микроландшафту. Так, мицелий польского гриба более комфортно себя чувствует во влажном мху, а белый гриб и зеленушка часто растут на быстро просыхающих открытых для солнечных лучей местах, к тому же на более легких почвах. Мицелий маслят прячется в толстом слое хвои под тяжелыми лапами елей и сосен, где влага дольше сохраняется в верхнем слое. «Выявлены широкие вариации коэффициентов перехода ^{137}Cs в грибы в зависимости от погодных условий года. Его величина положительно коррелирует с количеством атмосферных осадков в период вегетации» [56].

Естественно, потребление одних видов грибов традиционно превалирует над другими. К самым распространенным видам, используемым в пищу местным населением, следует отнести белые грибы, лисички и грибы из семейства трихоломовых (рядовки, зеленушки, серушки, курочки, опята). Средневзвешенное значение коэффициента перехода для грибной корзины оценивается величиной, близкой к 9 Бк·кг $^{-1}$ /(кБк·м $^{-2}$), а разброс значений этого коэффициента с точки зрения последующих дозовых оценок — от 4 до 20 Бк·кг $^{-1}$ /(кБк·м $^{-2}$), хотя для отдельных мест (или отдельных диет) можно встретить и довольно высокие значения КП — 80—100 Бк·кг $^{-1}$ /(кБк·м $^{-2}$).

Деревья

Наибольшее распространение в районах загрязнения имеют сосна (*Pinus exelsa*) и береза (*Birch Betula*). Первая порода используется главным образом как строительный материал, а вторая для отопления сельских домов. Хвоя сосны применяется для приготовления кормовой муки. Дозовые

¹⁰ От греч. *πίνο* — «пью, впитываю»; и *κύτος* — «клетка», захват клеточной поверхностью и поглощение клеткой жидкости. При пиноцитозе поглощаемая капля жидкости окружается плазматической мембраной, которая смыкается над образовавшимся пузырьком (диаметром от 0,07 до 2 мкм), погруженным в клетку.

нагрузки могут быть реализованы также за счет использования живицы, смолы, скипидара, древесного угля; часть населения употребляет в пищу березовый сок. Этот ряд может быть продолжен. Мы остановимся на ведущих факторах возможного радиационного воздействия.

Уровни радиоактивного загрязнения. Исследования закономерностей удельного радиоактивного загрязнения древесных растений (УРЗР) радионуклидами были начаты в середине 1950-х годов. За это время получены обширные данные о факторах, влияющих на коэффициенты накопления и перехода радионуклидов из почвы в различные органы древесной растительности, однако проблема в значительной мере остается не решенной. К числу слабо изученных вопросов относятся: причины сезонных и межгодовых колебаний УРЗР, перераспределение радионуклидов в органах растений, механизмы разного УРЗР в зависимости от видового состава растений и некоторые другие проблемы.

Значительная вариабельность коэффициента перехода даже для одного вида растительности имеет свои причины, к которым в настоящее время относят:

- влияние целого набора агроклиматических факторов [29; 30; 32; 50; 59];
- специфические механизмы сорбции отдельных радионуклидов и особая роль некоторых групп глинистых минералов [69; 21]
- кислотность почвы и уровень окислительно-восстановительного потенциала [45; 49; 81: 70: 76];
- текущие погодные условия (за предыдущие несколько дней) [6].
- колебания концентрации почвенного раствора [7; 5].

Раскрытию возможных механизмов действия перечисленных факторов по отношению к переходу ^{137}Cs в растения уделяется значительное место в работе [6]. На большом экспериментальном материале подробно рассмотрены отдельные факторы, влияющие на величину КП, в работе [63]. Здесь не представляется возможным дать даже краткий обзор всего накопившегося экспериментального материала по загрязнению древесной растительности радионуклидами. Укажем еще несколько работ, чьи выводы мы использовали при выполнении настоящего исследования: [3; 26; 33; 6; 61].

Минимальные и максимальные удельные радиоактивные загрязнения древесных растений. При рассмотрении накопления радионуклидов древесными породами необходимо учитывать, что каждый инцидент, связанный с попаданием радиоактивных веществ во внешнюю среду, имеет свою специфику, которая может влиять на уровни загрязнения как отдельных структурных частей, так и растения в целом. А для серьезных инцидентов, таких как авария на Чернобыльской АЭС, ситуация может быть различной на разных радиоактивных следах. Поясним сказанное на известных примерах. Для западного следа, особенно в ближней зоне, в составе выпадения

ний отмечено значительное (по активности) количество труднорастворимых топливных частиц, матрица которых в основном состояла из UO_2 . Древесным ярусом лесных экосистем на этом следе задержано от 60% до 80% радиоактивных выпадений [63]. Высокая доля поверхностного загрязнения отдельных структур древостоя на многие годы определила загрязнение коры, а физико-химические свойства частиц предопределили динамику ее очищения. На других следах, где наблюдалось сухое осаждение примеси, степень задержания радионуклидов хвойными деревьями могла достигать до 90%, а динамика очищения коры была другой, поскольку так называемая конденсационная составляющая имела иные физико-химические свойства. И совсем другая картина наблюдалась на значительной части территории Белоруссии и России, где основная доля радиоактивных частиц была вымыта из радиоактивного облака сильными дождями. В этом случае первичное загрязнение даже хвойных деревьев в ряде мест не превышало 20%, что, соответственно, должно было сказаться на вкладе загрязненности коры в общее загрязнение древостоя с того момента, когда началось корневое поступление в растения.

Другим важным моментом является методология исследований. Когда она направлена на выявление механизмов поведения радионуклидов в той или иной системе, мы получаем приращение знаний, необходимых для выработки нужных оценок при изменении параметров системы или внешних по отношению к ней факторов. В случае же, когда изучаются корреляционные зависимости эффекта (например, удельной концентрации ^{137}Cs в древесине) от отдельных внешних факторов или параметров системы, мы получаем корзину полуэмпирических соотношений, справедливых для отдельных частных сценариев. В последнем случае, особенно если связи в системе достаточно сложны и запутанны, сделать корректный прогноз значительно сложнее. На практике используются обе методологии, но доля второй пока заметно превалирует.

Отдельные части древесных растений по степени убывания уровней загрязнения ^{137}Cs располагаются, по наблюдениям многочисленных авторов, так же, как и по удельной концентрации калия [6 и др.]:

листья, хвоя → кора → корни → генеративные органы → древесина.

Хотя в отдельных ситуациях отмечены некоторые перестановки в данном ранжированном ряду, тем не менее в большинстве случаев указанная закономерность соблюдается. На наш взгляд, было бы правильнее разделить два процесса: начальное поверхностное загрязнение дерева радионуклидами и корневое поступление радионуклидов в различные структурные части растения.

Несколько иной, но в целом близкий ряд приведен в [63] (табл. 36). Там же приведено сравнение КП ^{137}Cs для различных пород.

**Таблица 36. Диапазон колебаний КП ^{137}Cs в различные виды
древостоя лесов (на 1992 г.), (Бк/кг абсолютно сухой массы)/(кБк/м²)**

Дерево	Древесина	Кора внут- ренняя	Кора на- ружная	Ветви крупные	Ветви мелкие	Хвоя (прирост) /листья	Генератив- ные органы
Сосна	0,04—6,1	0,4—87	1—18,1	0,2—8	0,2—28,8	0,4—111	0,9—88,5
Ель	0,05—1,5	2,2—24,8	3,4—20	0,7—11,7	1—12,5	1,6—25,7	1,2—2,4
Береза	0,05—7,4	0,3—23	0,8—11,8	0,2—10,3	0,4—34,2	0,5—55,3	
Дуб	0,10—4,7	0,2—19,8	12,5—28,6	0,6—10,3	0,2—17,6	0,3—37,5	
Осина	0,02—1,9	0,09—13,2	5,7—30,6	0,3—3,8	0,06—6,5	0,1—24,3	
Ольха	0,5—2,7	5,4—10,4	9,2—37,3	3,5—8,9	5,8—13,5	4,9—13,1	
Липа	0,2	0,5	9,9—11,6	1,2—2,1	0,3	0,5	0,6

В этой же работе проводя ранжирование древесных пород по КП, автор отмечает, что «...максимальные величины накопления ^{137}Cs отмечаются в древесине ольхи черной. По концентрации данного нуклида она превосходит дуб в 3 раза, а другие породы — почти в 10 раз. Осина и дуб накапливают в древесине примерно в 3—4 раза больше ^{137}Cs , чем сосна и ель. Повышенное содержание ^{137}Cs наблюдается также у березы, хотя отличия по этому показателю у березы по сравнению с елью и сосной меньше, чем у дуба» [63].

Утилитарность решаемой нами задачи позволяет резко сузить круг рассматриваемых проблем и сконцентрировать внимание только на коэффициенте перехода ^{137}Cs в древесину и хвою. Другие радионуклиды в меньшей степени интересны, поскольку одни (изотопы Ru, Ce и Sb) относительно короткоживущие и не могут создать значимую дозу при постройке дома из загрязненной древесины, а другие, например ^{90}Sr , не являются гамма-излучателями.

На основе обобщения материалов многочисленных исследований [25; 24; 6], получены минимальные, медианные и максимальные значения коэффициенты перехода ^{137}Cs в древесину, кору и хвою, которые представлены в табл. 37. Из этих данных следует, что «значения коэффициентов перехода меняются в весьма широких пределах. Это обстоятельство в значительной мере обесценивает такую защитную меру, как зонирование территории по плотности радиоактивного загрязнения почвы. Вариации уровней загрязнения заметно превышают вариации уровней загрязнения почвенного покрова. В целом вариации уровней УРЗР более чем в 10 раз перекрывают изменение плотности загрязнения почвы между зонами радиоактивного загрязнения местности. Поэтому они не могут служить средством контроля чистоты сельскохозяйственной и лесной продукции» [6]. Очевидно, что для последующих оценок дозовых нагрузок на население необходимо учитывать широкоую вариабельность параметров.

Таблица 37. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в отдельные части сосны, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$

Древесина			Кора			Хвоя, листья		
Мини-мальный	Медиана	Макси-мальный	Мини-мальный	Медиана	Макси-мальный	Мини-мальный	Медиана	Макси-мальный
0,04	0,64	6,6	1,0	8,5	56,0	0,4	10,0	111,0

Для нас важно, что лиственные породы и в частности береза имеют средние коэффициенты перехода ^{137}Cs в древесину примерно в 2—6 раз более высокие, чем сосна (см., например, табл. 25, а также [55]). А концентрация ^{137}Cs в хвое сосны в одинаковых условиях примерно в 10—15 раз превышает загрязнение окоренной древесины.

Несколько замечаний по поводу темпов очищения надземной части загрязненных древостоев. В работе [55] «...Период полуочищения, т. е. время, в течение которого 50% активности радионуклидов из крон переместилось на поверхность лесной подстилки, составил в зоне ЧАЭС от трех недель до одного месяца. Спустя три месяца после аварии основная часть (80%) радионуклидов переместилась под полог леса». Во-первых, под зоной Чернобыльской АЭС авторы, видимо, понимают ближайшую к станции территорию радиусом не более 10—15 км. Эта именно та зона, где доля топливного компонента весьма значительна. Во-вторых, речь, вероятно, идет о суммарной активности радионуклидов, а учитывая существенную роль короткоживущих изотопов в общей активности, можно полагать, что нуклиды не столько перемещались из крон на подстилку, сколько попросту распадались. Об этом, в частности, пишут и сами авторы: «В отличие от этого, в условиях осенних выпадений (кыштымская авария) естественная дезактивация крон была замедлена. Период полуочищения надземной части древостоев в этих условиях составил не менее 6 месяцев». Не совсем понятно, при чем здесь смена сезона, поскольку речь идет явно о хвойных лесах. А вот то, что радионуклидный состав выпадений при Кыштымской аварии был иным, сказать необходимо. Там в выпадениях присутствовали два ведущих гамма-излучателя: $^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$ и $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, доля которых составляла 66% и 24,5% соответственно [37; 48].

Вернемся к результатам табл. 10. В мае 1986 г. всего два результата. Коэффициент перехода ^{137}Cs в хвою в это время находился в пределах 200—290 ($\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, что соответствует примерно 60—85% задержанной активности. В середине июля значение коэффициента снизилось примерно вдвое: по данным табл. 10 — примерно до 150 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, а по единственному результату для хвои 1985 г. из работы [46] для ПП11 на конец июля до примерно 100 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ в пересчете на сырой вес хвои. Таким образом, по нашим оценкам период полуочищения хвои предыдущего года от изотопов цезия за первые два месяца после первичного

сухого загрязнения составил около двух месяцев. Через год по данным табл. 10 уровень загрязнения хвои 1985 г. изотопами цезия снизился в 4—5 раз, а по данным табл. 12 — до 10 раз. Ограниченный объем экспериментальных результатов требует осторожности в интерпретации сделанных оценок.

Остановимся кратко еще на двух наблюдениях, сделанных по результатам табл. 12. Хвоя 1986 г. через довольно непродолжительное время стала примерно вдвое чище хвои 1985 г., по всей вероятности за счет прироста биомассы. Для районов с мокрым выпадением радионуклидов через год после аварии хвоя как 1985 г., так и 1986 г. была примерно вдвое чище, чем на территориях с сухим осаждением нуклидов.

В последующие годы загрязнение хвои шло за счет корневого поступления и зависело, как сказано выше, от множества факторов. Некоторую информацию о динамике загрязнения хвои в последующие годы можно получить из [63].

По степени загрязнения древесную продукцию можно расположить в следующий ряд [63]:

древесный уголь → горбыль → древесина → брус → живица → смола → скипидар.

4. Оценка дозовых нагрузок от отдельных компонентов лесных экосистем и их вклад в суммарную дозу облучения

Дозовые нагрузки на население обусловлены естественным радиационным фоном, а также источниками антропогенного происхождения. Вклад различных источников в суммарную годовую дозу на территории СССР в дочернобыльский период представлен в табл. 38.

Таблица 38. Вклад различных источников в суммарную годовую дозу облучения населения СССР

Источники облучения	Средняя эффективная доза, мкЗв	Вклад в суммарную дозу, %
Естественные	1700,0	67,7
Медицинские (диагностические) обследования	720,0	28,7
Радиоактивные выпадения продуктов ядерных взрывов	20,0	0,8
Потребительские товары (часы, телевизоры)	12,0	0,5
Доза, получаемая при трансатлантическом перелете	50,0	2,0

Табл. 38 (окончание)

Использование фосфатных удобрений	0,2	0,007
Газоаэрозольные выбросы АЭС с реакторами *:		
ВВЭР-440	9,3	0,4
ВЭР-1000	0,5	0,02
РБМК-1000	57,0	2,2

* Среднегодовая эффективная доза за период с 1980 по 1985 гг. на население ближайшего населенного пункта.

4.1. Авария на Чернобыльской АЭС

Можно выделить несколько источников радиационного воздействия чернобыльских выбросов на население. Во-первых, внешнее облучение от проходящего радиоактивного облака. Во-вторых, внутреннее облучение, связанное с ингаляционным поступлением осколочных и топливных радионуклидов в момент их выпадения. Среднее время жизни источников этого типа составляет от нескольких часов до нескольких суток. В-третьих, внутренне облучение щитовидной железы радиоизотопами йода, поступившими с продуктами питания (молоком, свежими овощами) в течение от нескольких дней до двух месяцев после выпадений.

Главными источниками длительного радиационного воздействия (по крайней мере до 100 лет) на население являются гамма-излучающие радионуклиды, выпавшие на почву, а также радиоактивные изотопы с периодом полураспада более года (прежде всего цезия и стронция), поступающие в организм с загрязненными продуктами питания.

Еще одним источником являются «сверхдолгоживущие» трансурановые элементы $^{238}, ^{239}, ^{240}\text{Pu}$ и ^{241}Am .

В сферу наших интересов попадают источники четвертой группы, т. е. такие долгоживущие радионуклиды, как ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{134}Cs , ^{137}Cs и ^{144}Ce .

Для более яркого выявления роли исследуемого фактора — влияния компонентов лесных экосистем на суммарную дозу облучения — сделаем ряд предположений, не изменяющих принципиально существо вопроса. Так, будем рассматривать только взрослое население, работающее преимущественно вне помещений (первая группа), постоянно проживающее в деревнях и селах, в домах деревянной конструкции. С точки зрения радиационной гигиены это так называемая критическая группа населения. И хотя на первый взгляд может показаться, что выбор не совсем удачен, так как люди, работающие большей частью внутри помещений (вторая группа), к тому же проживающие в каменных домах, определенно будут получать меньшую дозу внешнего облучения, мы полагаем, что именно первая группа, относящаяся к наименее социально защищенному населению, в большей степени ориентирована на использование и потребление лесной

продукции, и ее вклад в общую дозу может быть наибольшим. Отметим также, что для рассматриваемого сельского населения первая группа является наиболее многочисленной.

Доза внешнего облучения. Расчет эффективной дозы внешнего облучения выполним в соответствии с действующими в России методическими указаниями [28].

Выражение для мощности эффективной дозы $E_{ext,i}(t)$ у представителей i -й группы взрослого населения имеет вид

$$E_{ext,i}(t) = D(t)C_E K_C R_i(t) \text{ мкЗв/сут}, \quad (3)$$

где $D(t)$ — мощность поглощенной дозы в воздухе на высоте 1 м над открытым целинным участком почвы, мкГр/сут; C_E — коэффициент перехода от поглощенной дозы в воздухе к эффективной дозе у взрослого человека, равный 0,75 мкЗв/мкГр; K_C — параметр, характеризующий влияние снежного покрова на величину эффективной дозы в зимний период, принятый равным 0,8 отн. ед.; $R_i(t)$ — фактор уменьшения дозы внешнего облучения у i -й группы населения в антропогенной среде, отн. ед.

Для расчета мощности дозы в воздухе используют соотношение

$$D(t) = 0,024r(t)\sigma_0^{137} \sum_l \left(\frac{\sigma_0^l}{\sigma_0^{137}} \right) d_s^l \exp(-\lambda_l t), \quad (4)$$

где σ_0^{137} — плотность загрязнения почвы цезием на момент аварии, кБк/м²; σ_0^l — плотность загрязнения почвы l -м радионуклидом на момент аварии, кБк/м²; d_s^l — удельная мощность дозы в воздухе гамма-излучения l -го радионуклида в виде плоского изотропного источника, расположенного на границе раздела «воздух — земля», (нГр/ч)/(кБк/м²); λ_l — постоянная радиоактивного распада l -го радионуклида, сут⁻¹; t — время с момента окончания выпадений, сут; $r(t)$ — функция, описывающая влияние миграции радионуклидов в почву на величину мощности дозы:

$$r(t) = p_1 \exp\left(-\frac{0,693}{T_1} t\right) + p_2 \exp\left(-\frac{0,693}{T_2} t\right), \quad (5)$$

где $p_1 = 0,4$; $p_2 = 0,42$; $T_1 = 550$ дней; $T_2 = 18\,250$ дней¹¹.

¹¹ Вообще говоря, значения этих параметров зависят от типа почв. В частности, при расчете миграции изотопов цезия в сосновых лесах мы использовали $p_1 = 0,4$, $p_2 = 0,6$, $T_1 = 5600$ дней, $T_2 = 20\,000$ дней.

Соотношения (3) и (4) универсальны, хотя авторы методики и предлагают для периода через год после аварии немного упрощенную формулу для расчета, которой мы также воспользуемся, чтобы не отходить от требований официальной методики¹².

Динамика фактора $R(t)$ учитывается в методике следующим образом: для первого года его значения затабулированы для трех периодов и двух групп взрослого населения: лиц, работающих преимущественно вне помещений (первая группа), и лиц, работающих преимущественно внутри помещений (вторая группа). В последующие годы зависимость среднегодового значения фактора $R_i(t)$ аппроксимируется выражением

$$R_i(t) = a \exp(-bt) + c, \quad (6)$$

где a , b и c — параметры, зависящие от типа НП, типа жилого здания и профессии человека (их значения приводятся в методике).

В первый год, как уже отмечалось (см. рис. 3), доза внешнего облучения во многом определяется радионуклидным составом выпадений. Так, для НП Масаны и Чудяны удельная эффективная доза внешнего облучения за первый год после аварии (до 30 апреля 1987 г.), рассчитанная по формулам (3) и (4), могла составить 89,5 и 14,5 мкЗв/(кБк·м⁻²)¹³⁷Cs. Для удобства сравнения все последующие дозовые оценки будем также нормировать на единичное загрязнение почвы ¹³⁷Cs, сложившееся на момент радиоактивных выпадений. Как видно из приведенных значений, влияние РСВ в первый год весьма существенно, и различия между значениями превышают шесть раз. Но уже начиная со второго года дозы внешнего облучения для выбранных населенных пунктов (а они находятся на противоположных полюсах по РСВ) почти выравниваются, а с третьего года становятся неразличимыми. Через 12 лет годовая доза внешнего облучения от выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС радионуклидов составит примерно 1,3 мкЗв/(кБк·м⁻²)¹³⁷Cs.

Доза внутреннего облучения. Расчет эффективной дозы внутреннего облучения той же группы населения можно было бы выполнить также в соответствии с действующими в России методическими указаниями [28]. В самом общем виде доза внутреннего облучения E_{int} оценивается по поступлению смеси l -х радионуклидов по соотношению

$$E_{\text{int}}(t_1, t_2) = \sum_l dk_l \int_{t_1}^{t_2} I_l(t) dt, \quad (7)$$

¹² Расчет по формулам (3) и (4), например, за второй год, дает 6,9 мкГр/год для Чудяны и 8,04 мкГр/год для Масанов, а по упрощенной формуле — 7,3 мкГр/год для обоих НП.

где dk_l — дозовый коэффициент для пищевого поступления l -го нуклида в организм взрослого человека, Зв/Бк; $I_l(t)$ — суточное поступление l -го нуклида в организм с пищей, Бк/сут.

Суточное поступление нуклидов в организм складывается из поступления с различными продуктами — компонентами рациона с учетом потерь нуклидов при кулинарном приготовлении:

$$I_l(t) = \sum_p \eta_{lp} C_{lp}(t) V_p, \quad (8)$$

где η_{lp} — коэффициент потерь l -го нуклида при приготовлении p -го пищевого продукта, отн. ед.; $C_{lp}(t)$ — удельная активность l -го нуклида в p -м пищевом продукте, Бк/кг(л); V_p — суточное потребление p -го продукта, кг(л)/сут.

В ходе радиационного мониторинга внутреннего облучения населения, проживающего на загрязненных территориях, учреждения и органы Госсаннадзора, Минсельхоза и ВАСХНИЛ, Минздрава и РАМН, а также других ведомств проводили широкомасштабные измерения содержания радионуклидов как в пищевых продуктах, так и в организме жителей. Авторы методических указаний считают, что данные по содержанию изотопов цезия в организме жителей, измеренное с помощью установок СИЧ, наиболее тесно связаны с дозой внутреннего облучения. Отдавая приоритет измерениям на этих установках, авторы в случае отсутствия достаточного числа соответствующих измерений рекомендуют оценивать среднегодовую дозу внутреннего облучения по соотношению:

$$E = \sum_l dk_l \sum_{j=n-1}^n y_j, \quad (9)$$

где y_j — среднегодовое поступление l -го радионуклида в организм человека в j -й год.

Значения dk_l могут быть взяты, например, из НРБ-96. Алиментарное среднее годовое поступление ^{90}Sr и изотопов цезия в организм жителей загрязненной территории с полным рационом эквивалентно потреблению ими молока (эквивалент продуктов животного происхождения) и картофеля (эквивалент продуктов растительного происхождения) в следующих количествах:

^{90}Sr	Молоко	250 кг;
	Картофель	250 кг;
$^{137}, ^{134}\text{Cs}$	Молоко	370 кг;
	Картофель	370 кг.

Среднее годовое поступление радионуклида в организм жителей конкретного НП с пищей рассчитывается по формуле

$$Y_j = V_m C_m + V_k C_k, \quad (10)$$

где C_m и C_k — средняя удельная активность радионуклида в молоке и картофеле соответственно, Бк/кг; V_m и V_k , — среднегодовое потребление каждого из перечисленных пищевых продуктов жителями, кг/год [28].

Реальная проблема состоит в том, что получить средние удельные активности радионуклидов в пищевых продуктах весьма сложно. Только в России в регистре загрязненных территорий значится более 10 тыс. НП. Систематизация собираемой информации об относительных уровнях загрязнения продуктов до настоящего времени проводится выборочно и нерегулярно. Обобщения сделаны для коэффициентов перехода цезия и стронция из почвы в молоко и картофель для различных почв [28]. Если взять, например, дерново-подзолистые супесчаные почвы, весьма распространенные в нечерноземной полосе, то среднегодовое поступление с продуктами животного и растительного происхождения (без грибов и ягод) для территорий с плотностью выпадений по ^{137}Cs 1 кБк/м² может составить через 10 лет после аварии 44 Бк, что соответствует дозе внутреннего облучения 0,57 мкЗв/год. В этой оценке в неявном виде присутствуют защитные мероприятия — как плановые, такие как перепашка пастбищ, так и стихийные, связанные с самозащитой жителей, которая выражалась в стремлении уменьшить потребление загрязненной продукции.

Для более «чистых» территорий с плотностью загрязнения менее 200 кБк/м² защитные меры различного характера играли значительно меньшую роль. Однако именно для таких территорий коэффициенты перехода имеют наибольшую неопределенность. Тем не менее на основе анализа ситуации в российских регионах, на Украине [1] и в Белоруссии [44], можно полагать, что через 10 лет доза внутреннего облучения за счет продуктов животного и растительного происхождения без учета защитных мероприятий (на дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почвах) может составлять 1,5—2,0 мкЗв на 1 кБк/м² начального загрязнения ^{137}Cs .

Для первого года после аварии по оценкам российских специалистов внутренняя доза облучения на территориях, загрязненных менее чем на величину 555 кБк/м², составляла примерно 36 мкЗв на 1 кБк/м² начального загрязнения ^{137}Cs . Оценки, выполненные для ряда НП Украины, в том числе с использованием данных измерений на установках СИЧ, дали диапазон от 8 до 40 мкЗв на 1 кБк/м² начального загрязнения ^{137}Cs . Белорусские оценки дозы внутреннего облучения дают более низкие значения порядка 8—10 мкЗв на 1 кБк/м². На наш взгляд, последние оценки сильно занижены.

Продовольственная корзина. Количество употребляемых в пищу грибов и лесных ягод зависит от многих факторов, к важнейшим из которых относятся урожайность, возможность сбора в ареале населенного пункта, местные традиции, доход на душу населения. Учет всех этих факторов в настоящее время не решенной задачей. Существуют отдельные экспертные оценки и предположения, и фактически полностью отсутствует статистическая информация, относящаяся к этой проблеме. Примером таких данных могут служить результаты опросов, выполненных в ходе выполнения проекта ЕСР № 9 [82] (табл. 39).

В работе Института радиационной гигиены делается предположение, что лица из критической группы населения потребляют в год 10 кг грибов (в сыром весе) и 5 кг ягод. Мы в своих расчетах будем полагать, что потребление ягод одним взрослым человеком составляет 15 кг, а грибов 10 кг сырого веса.

Таблица 39. Потребление грибов и лесных ягод по данным опроса

Местоположение	Общее число опрошенных семей	Число семей	Потребление, кг/год	
			Грибы	Лесные ягоды
Дубровицы (Ровенская область, Украина)	19	19	17	17
Шеломы и Корчи (Брянская область, Россия)	23	13	0	—
		10	7,5	—
		7	—	0
		16	—	22

Кулинарная обработка. В процессе кулинарной обработки продукция из лесной экосистемы теряет часть радионуклидов. Количественно учет таких потерь производится с помощью коэффициента ослабления F_r , численно равного отношению между количеством радионуклида в продукте после обработки и его количеством в свежем продукте.

Для ягод обычно рассматривают несколько процедур:

- полоскание, мытье — $F_r = 0,8$ [78]; $F_r = 0,9$ [75]; мы полагаем, что такие лесные ягоды, как земляника, малина, черника, брусника, перед дальнейшим употреблением не моются;
- приготовление пюре — $F_r = 0,6—0,8$ [78];
- варка варенья — $F_r = 0,65$ [75];
- приготовление джема — $F_r = 0,5$ [75];

При использовании лесных ягод потери радионуклидов как таковой не происходит, а наблюдается разбавление чистого продукта водой и сахаром. Поэтому, если рассматривать продуктовую корзину по факту сбора ягод, а не по потреблению готовых продуктов, то коэффициент ослабления фактически не нужен.

Для грибов рассматриваются следующие процессы обработки:

- чистка и мытье — $F_r = 0,8$ [75];
- кипячение и слив первой воды — $F_r = 0,6$ [75];
- кипячение и слив второй воды — $F_r = 0,2$ [75];
- кипячение и слив третьей воды — $F_r = 0,2$ [75];
- кипячение в 2%-ном растворе NaCl и слив — $F_r = 0,2$ [78];
- консервирование — $F_r = 0,5$ [78];
- маринование — $F_r = 0,3$ [75];
- вымачивание сухих грибов и слив воды — $F_r = 0,1—0,2$ [78];
- жарка — $F_r = 0,3$ [75].

Как видим, при приготовлении грибов можно существенно понизить концентрацию ^{137}Cs в съедобной части. Поскольку сырые грибы в пищу, как правило, не употребляются, можно полагать, что в среднем приготовление приводит к потере 60% активности, зафиксированной в свежих грибах, и усредненный коэффициент ослабления составит 0,4.

Оценка доз внешнего облучения от лесной продукции. Изготовление конструкции дома из загрязненной древесины возможно главным образом в ситуации переселенцев, переезжающих из стран СНГ, например, на территорию Брянской области.

Пусть дом сложен в виде сруба из окоренных бревен диаметром 25 см и длиной 5,6 м. Пусть жилая часть дома будет иметь жилую площадь 25 м^2 , а высота комнаты — 2,5 м, половые и потолочные доски изготовлены из шпунтованных досок толщиной 50 мм, сделанных из того же леса, что и бревна. Пусть, далее, уровни загрязнения древесины будут соответствовать медианному значению из табл. 34. При этом будем полагать, что на момент рубки деревьев основное количество цезия находилось в молодых слоях. То, что это предположение близко к действительности, подтверждает большинство исследователей. В этом случае с некоторым приближением можно считать, что окоренные деревья были загрязнены поверхностно.

Для рассматриваемого сруба оценка экспозиционной дозы от плоских поверхностных источников выполнялась с помощью пакета «Field», разработанного в ИБРАЭ РАН. Результаты расчетов экспозиционной дозы приведены в табл. 40.

Доза внешнего облучения взрослого человека, находящегося в таком доме в среднем 12 ч в сутки, составит $0,23 \text{ мкЗв/год}$. Это значение приведено на уровень загрязнения леса в 1 кБк/м^2 по ^{137}Cs на момент загрязнения, и оно почти в пять раз ниже, чем доза от поверхностного загрязнения территории.

Примерно такое же по объему количество древесины (в основном березы), что пошло на строительство дома, сжигается ежегодно в деревенской печи. Будем для определенности полагать, что это количество равно 10 м^3 . Однако количество цезия в печи будет уступать количеству этого изотопа

в конструктивных элементах, потому что значительная его часть в печную трубу. А та часть, которая осядет на поверхность дымоходов и останется на некоторое время в виде золы в топке и зольнике, будет иметь лучшую защиту по сравнению с изотопами расположенными на поверхности стен. Следовательно, эффект защиты снизит дозу облучения. По нашим экспертным оценкам, доза от сгоревших дров не превысит 1—5% дозы облучения от конструкций.

Таблица 40. Мощность поглощенной дозы от поверхностей жилого сруба

Часть дома	Бк/см ²	Зв/год
Передняя часть стены	0,00500	7,2E-08
Задняя часть стены	0,00500	3,17E-08
Четыре стены		4,1E-07
Пол	0,00045	2,9E-08
Потолок	0,00045	2,1E-08
Весь дом		4,7E-07

Оценка доз внутреннего облучения от потребления грибов и ягод. Для оценки дозовых нагрузок от потребления грибов и ягод мы будем использовать соотношения (7) и (8).

Как уже отмечалось, в качестве средневзвешенного значения коэффициента перехода для грибной корзины за все рассматриваемые годы можно принять величину $9 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / (\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2})$.

Поступление нуклидов в 1987 г. и в последующие годы с грибами в организм взрослого человека $I_i(t)$ в соответствии с (8) и определенными выше значениями входящих в него параметров в среднем составит $36 \text{ Бк} \cdot \text{год}^{-1}$ на $1 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ выпадений ^{137}Cs . В качестве максимальной оценки можно использовать значение примерно на порядок более высокое, т. е. примерно $400 \text{ Бк} \cdot \text{год}^{-1}$.

Средневзвешенное значение коэффициента перехода для лесных ягод составляет $6 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / (\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2})$, а среднее поступление в 1987 г. и в последующие годы для критической группы составит $90 \text{ Бк} \cdot \text{год}^{-1}$ на $1 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ выпадений ^{137}Cs . Максимальная оценка в случае ягод из-за существенного меньшего разброса данных не превысит $200 \text{ Бк} \cdot \text{год}^{-1}$ на $1 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ выпадений ^{137}Cs .

В течение первых 10—12 лет (кроме первого года) средняя доза внутреннего облучения, обусловленная потреблением лесных ягод и грибов, может составить $1,6 \text{ мкЗв}$ на $1 \text{ кБк} / \text{м}^2$ начального загрязнения ^{137}Cs . Максимальная (не для отдельного индивидуума, а для некоторой сравнительно небольшой выборки) доза может составить примерно 8 мкЗв на $1 \text{ кБк} / \text{м}^2$ начального загрязнения ^{137}Cs .

Чтобы рассмотреть ситуацию, которая складывалась в первый год после аварии, рассмотрим, как и в случае внешнего облучения, два крайних случая, т. е. выпадения с существенно разным радионуклидным составом выпадений.

Для нуклидного состава, обогащенного топливными элементами, сформированного в результате сухих выпадений (НП Масаны), потребление 1 кг лесных ягод в середине июня дало дозу внутреннего облучения примерно 5,5 мкЗв. К середине июля эта доза уменьшилась до 4,8 мкЗв, а к середине августа — до 4,3 мкЗв на 1 кБк/м² начального загрязнения ¹³⁷Cs. Суммарная доза за эти месяцы равна 14,7 мкЗв, а за первый год — около 40 мкЗв. При этом вклад ¹³⁷Cs составляет 18% суммарной дозы.

Для нуклидного состава, сформированного в результате мокрых выпадений на значительном удалении от АЭС (НП Чудяны), потребление 1 кг лесных ягод в середине июня дало дозу внутреннего облучения примерно 0,75 мкЗв. За первый год доза внутреннего облучения составила примерно 7,3 мкЗв на 1 кБк/м² начального загрязнения ¹³⁷Cs. При этом вклад ¹³⁷Cs будет составлять 58% суммарной дозы.

Для грибов также имеет значение радионуклидный состав выпадений, но их характер, по-видимому, никакой роли не играет. Для НП Масаны доза за первый год могла составлять около 8 мкЗв, а для НП Чудяны — около 2,4 мкЗв на 1 кБк/м² начального загрязнения ¹³⁷Cs.

Таким образом, средняя доза внутреннего облучения за первый год в результате потребления лесной продукции могла составлять от 10 (Чудяны) до 50 (Масаны) мкЗв на 1 кБк/м² начального загрязнения ¹³⁷Cs.

Сравнение полученных величин с оценками доз полного внутреннего облучения показывает, что вклад грибов и ягод сопоставим с вкладом традиционной продукции и в отдельных случаях может даже быть определяющим.

Таким образом, не только в настоящее время, но и в течение всего послеаварийного периода роль лесной продукции в формировании доз внутреннего облучения могла быть значимой и даже определяющей.

Понятно, что для наиболее загрязненных территорий, где действовали запреты и ограничения на сбор лесной продукции, ее роль заметно снижалась. Но для относительно чистых территорий вклад грибов и лесных ягод должен непременно учитываться.

Сравнительная оценка доз облучения. Рассмотрим два периода: первый год после аварии (с 26 апреля 1986 г. по 30 апреля 1987 г.) и последующие десять лет. Для первого года были выделены в отдельные группы территории с различным радионуклидным составом и с преимущественным характером радиоактивных выпадений (сухие или мокрые). Для определенности и удобства сопоставления будем полагать, что рассматриваемые территории не относятся к зоне сильного и очень сильного загрязнения,

где в течение ряда лет действовали жесткие ограничения и запреты. Независимо от условий формирования загрязнения будем полагать, что плотность выпадения по ^{137}Cs будет равна 100 кБк/м^2 ($2,7 \text{ Ки/км}^2$). Результаты расчетов сведены в табл. 41.

Таблица 41. Сравнение основных факторов, формирующих дозу облучения населения в первый год после аварии (для территорий, загрязненных 100 кБк/м^2 ^{137}Cs), мЗв

Источники	Радиоактивные выпадения	
	сухие, обогащенные топливными нуклидами	мокрые, обедненные топливными нуклидами
Естественные	1,7	
Внешнее излучение от поверхности	9,0	1,5
Внутреннее излучение, продукты питания	3,0—4,0	
Внутреннее излучение, грибы и лесные ягоды	5,0	1,0

Внутреннее облучение за счет потребления «традиционных» продуктов, под которыми в данном случае понимаются мясомолочная продукция и урожай с огорода, также зависит от радионуклидного состава выпадений. Однако серьезного анализа, позволяющего дать обоснованные значения коэффициентов по дозам внутреннего облучения для территорий с различными условиями формирования радиационной обстановки, найти не удалось. В какой-то степени это объяснимо, так как в начальный период основное внимание уделялась основной дозообразующей цепочке:

почва → трава → молоко и мясо.

Как известно, в организме коровы всасывание различных химических элементов в желудочно-кишечном тракте далеко не одинаково. Так, усваивается 50% ^{137}Cs , поступившего в организм, а ^{95}Zr и ^{144}Ce — только 6—8% [22]. Поэтому роль последних в загрязнении молока и мяса существенно ниже и, следовательно, труднее провести различия между территориями с разным составом радиоактивных выпадений. Для лесной продукции и прежде всего ягод такие различия, как видно из табл. 41, весьма значительны.

Ситуацию в последующие годы иллюстрирует **рис. 5**. Дозы внешнего и внутреннего облучения за исследуемые годы имели тенденцию к снижению, в то время как доза, обусловленная использованием лесной продукции, фактически не изменились.

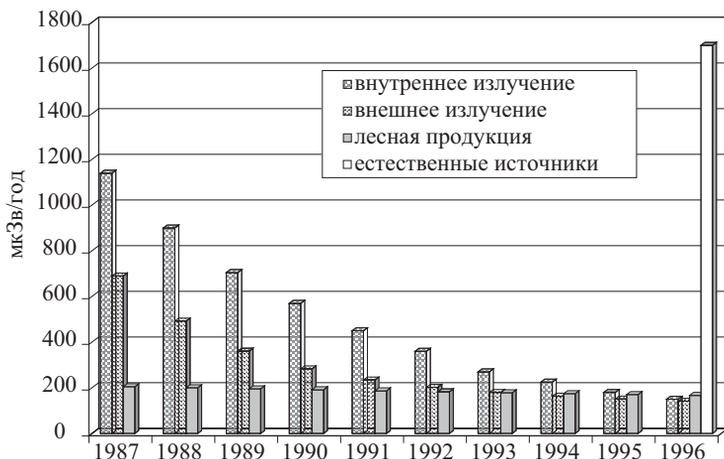


Рис. 5. Вклад различных источников в дозу облучения населения, для территорий, загрязненных в начальный момент 100 кБк/м^2 по ^{137}Cs

5. Заключение

В ходе исследования выявлены основные закономерности формирования радиоактивного загрязнения ягодных растений и грибов как в начальный период, так и в последующие годы.

Для сухих выпадений, имевших место примерно за 2,5 месяца до созревания ягодных культур, коэффициент перехода изотопов цезия в съедобную часть составлял $200\text{--}400 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ для сухо-воздушного веса или $30\text{--}70 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ для сырого веса ягод.

Если бы выпадения происходили в момент сбора ягод, можно было бы ожидать более сильного загрязнения листвы и ягод нуклидами ^{134}Cs и ^{137}Cs примерно на порядок величины. Иными словами, прирост биомассы и процессы механического удаления с поверхности растений привели к снижению активности продуктивной части примерно в 10 раз.

Для мокрых выпадений коэффициент перехода составлял $60\text{--}200 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ для сухо-воздушного веса или $10\text{--}40 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ для сырого веса ягод. И в этом случае, если бы выпадения происходили в момент сбора ягод, можно было бы ожидать в 6—10 раз более сильного загрязнения листвы и ягод по всем рассматриваемым радионуклидам.

Сухие выпадения привели к более сильному загрязнению продуктивной части ягодных растений по сравнению с мокрыми выпадениями (до 3—7

раз в зависимости от интенсивности дождя). Для грибов таких различий не установлено.

Во второй и последующие годы после выпадений, видимо, следует различать конденсационную и топливную составляющую

Для растений, растущих на гидроморфных почвах, коэффициент перехода в 3—4 раза выше, чем на автоморфных.

Влияние типа почв на коэффициент перехода ^{137}Cs в лесные ягоды в настоящее время фактически остается за рамками исследований.

Относительно динамики КП можно лишь отметить как тенденцию постепенный спад загрязнения. Хотя нет достаточно убедительных данных по периоду полуослабления коэффициента перехода, можно полагать, что его величина находится в пределах 10—15 лет.

Показано, что коэффициенты перехода таких нуклидов, как рутений, цезий, цирконий, в лесные растения близки к таковым для изотопов цезия. Этот результат находится в противоречии со сложившимися представлениями и требует дальнейшего изучения и анализа причин, его обусловивших. В нашем исследовании рассматривался широкий класс растений: водные растения, пастбищная трава, лесные ягодные культуры, древесина различных пород, семена сосны. И для каждого вида имеются экспериментальные данные, подтверждающие слабую зависимость коэффициента перехода от химического номера исследуемого нуклида.

Для грибов уровни загрязнения в первый год были даже чуть ниже, чем позже. За следующие 12 лет заметного снижения уровней загрязнения (исключая распад радионуклидов) не отмечено.

Между различными видами грибов существует заметная дифференциация по коэффициентам перехода. Если для опят низкие значения могут быть объяснимы местом их произрастания (мицелий грибов часто расположен в древесине), то для других видов надо искать иные причины. Заметная дифференциация отмечается и для одного вида грибов. Одно из возможных объяснений связано с тем, что грибы чувствительны к погодным условиям в предшествующие три-четыре дня, в то время как ягоды созревают более длительный срок и как бы интегрируют в себе погоду за несколько недель. Поэтому в грибную пору, т. е. сразу после дождей, уровни загрязнения могут быть довольно высоки, а в засушливый период можно ожидать, что грибы будут чище. Однако подобные гипотезы требуют экспериментальной проверки.

Использование окоренной древесины для постройки домов добавляет примерно 10% к дозе внешнего облучения, обусловленного загрязнением территории. Использование бруса для строительства дома может заметно снизить и эту величину.

Наиболее существенный вклад в дозу дает потребление лесных ягод и грибов. В первый год абсолютная величина дозы существенно зависит от радионуклидного состава выпадений. Для условий чернобыльской аварии такое различие доходило до пяти раз. Вклад, обусловленный потреблением грибов и ягод, в первый год составлял от 15% (для мокрых выпадений и радионуклидного состава, обедненного топливными нуклидами) до 30% (сухие выпадения, обогащенные топливными нуклидами).

В последующие годы роль лесной продукции неуклонно возрастала от примерно 10% в 1987 г. до примерно 40% в 1996 г. от полной годовой дозы, обусловленной чернобыльскими выпадениями.

Литература

1. 10 лет после аварии на Чернобыльской АЭС: Национальный доклад Украины, Минчернобыль. — Киев, 1996.
2. *Алексахин Р. М., Васильев А. В., Дикарев В. Г.* и др. Миграция цезия-137 в агроэкосистемах Белорусского Полесья // Тезисы докладов I Международной конференции «Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии на чернобыльской АЭС». — М., 1990. — С. 262.
3. *Алексахин Р. М., Нарышкин М. А.* Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. — М., 1977.
4. *Анненков Б. Н., Юдинцева Е. В.* Основы сельскохозяйственной радиологии. — М., 1991.
5. *Богачев А. В.* и др. Закономерности радиоактивного загрязнения элементов лесных биогеоценозов // Лесхоз. информация. — 1994. — № 7. — С. 12—16.
6. *Богачев А. В.* Миграция ^{137}Cs и калия в системе «почва-растение»: Факты, закономерности, гипотезы: Учебное пособие. — М., 1997. — 35 с. — (Препринт / ИБРАЭ РАН; № 97-20).
7. *Бондарь П. Ф., Лоцилов Н. А., Свидетюк Н. Л.* Накопление радионуклидов и стабильных элементов в урожае сельскохозяйственных культур // Радиобиологический съезд: Тезисы докладов. — Ч. 1. — Пушино, 1993. — С. 131.
8. *Вернадский В. И.* Живое вещество и биосфера. — М., 1994. — С. 346.
9. *Вернадский В. И., Виноградов А. П.* О химическом элементарном составе рясок как видовом признаке // Доклады АН СССР. Сер. А. — 1931. — Т. 9.
10. *Глазунов В. О., Кононович А. Л., Красножен З. И.* Радиационное состояние повернутней водной системы района ЧАЭС в мае-июне 1986 г. // Чернобыль'88: Доклады I Всесоюзного научно-

- технического совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС под ред. Е. И. Игнатенко. — Т. 1. — Чернобыль, 1989. — С. 181—195.
11. *Гритченко З. Г.* Сообщение на Российско-финском семинаре. Хельсинки, май 1989.
 12. *Гулякин И. В., Юдинцева Е. В.* Радиоактивные продукты деления в почве и растениях. — М., 1962.
 13. Дикорастущие полезные растения СССР / Губанов И. А. и др. — М.: Мысль, 1976. — 360 с.
 14. Дополнения к методике экспрессного определения объемной и удельной активности бета-излучающих нуклидов в воде, продуктах питания, продукции растениеводства и животноводства методом «прямого» измерения «толстых» проб (переработанные и дополненные), утвержденные зам. главного государственного врача СССР А. И. Зинченко 20.01.1988.
 15. Жизнь растений. — Т. 3. — М., 1977. — С. 422.
 16. *Израэль Ю. А., Соколовский В. Г.* Инструкция межведомственной комиссии (по отбору проб почвы и растений в зонах радиоактивного загрязнения). — М., 1987.
 17. *Кашипаров В. А., Иванов Ю. А., Пристер Б. С.* и др. Моделирование образования «горячих» частиц во время аварии на ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. — Вып. 2. — Киев, 1995. — С. 120.
 18. *Кашипаров В. А., Иванов Ю. А., Зварич С. И.* и др. Определение скорости растворения чернобыльских топливных частиц в естественных условиях // Радиохимия. — 1997. — Т. 39, Вып. 1. — С. 71—76.
 19. *Клечковский В. М.* Миграция радионуклидов в биосфере // Вестн. АН СССР. — 1966. — № 5. — С. 93.
 20. *Коноплев А. В., Коноплева И. В.* Параметризация перехода ^{137}Cs из почвы в растения на основе ключевых почвенных характеристик // Радиационная биология. Радиоэкология. — 1999. — Т. 39, № 4. — С. 455—461.
 21. *Коноплев А. В.* Подвижность и биологическая доступность радиоцезия и радиостронция аварийного происхождения в системе «почва-вода»: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. — Обнинск, 1998.
 22. *Корнеев Н. А., Сироткин А. Н., Корнеева Н. В.* Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. — М., 1977. — 208 с.
 23. *Крышев И. И.* Радиоактивное загрязнение и радиоэкологические последствия чернобыльской аварии // Избр. труды Международной конференции «Ядерные аварии и будущее энергетики. Уроки Чернобыля» 15—17.04.91, Париж / ЯО СССР. — М., 1992. — С. 107—119.
 24. Лес и Чернобыль / Под ред. В. А. Ипатова. — М.: Ин-т леса АН Беларуси, 1994. — 252 с.

25. Лесное хозяйство в условиях радиации / К. Д. Мухамедшин, А. И. Чилимов, Н. П. Мишуков и др. — М.: ВНИИХлесхоз, 1995. — 54 с.
26. *Мамихин С. В., Тихомиров Ф. А., Щеглов А. И.* Цезий-137 в древесине деревьев, произрастающих на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС // Проблемы экологического мониторинга. — Ч. 2. — Брянск, 1991. — С. 34—35.
27. *Марей А. Н., Бархударов Р. М., Новикова Н. Я.* Глобальные выпадения цезия-137 и человек. — М., 1974.
28. Методические указания МУ 2.6.1-96. — М., 1996.
29. *Моисеев И. Т.* Влияние минеральных удобрений на поступление радиоцезия в сельскохозяйственные культуры и агрохимические показатели почв // Агрохимия. — 1990. — № 5. — С. 136—156.
30. *Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М.* и др. Поведение ¹³⁷Cs в почве и его накопление в сельскохозяйственных растениях // Почвоведение. — 1976. — № 7. — С. 45—52.
31. *Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Рерих Л. А.* Динамика накопления ¹³⁷Cs сельскохозяйственными культурами в полевом опыте // Агрохимия. — 1986. — № 8. — С. 92—95.
32. *Моисеев И. Т., Агапкина Г. И., Рерих Л. А.* Изучение поведения ¹³⁷Cs в почве и его поступления в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов // Агрохимия. — 1994. — № 2. — С. 103—117.
33. *Моисеенко И. Ф., Пискунов В. С., Савельев В. В.* Миграция радионуклидов в древесине основных лесообразующих пород в районах подвергшихся воздействию выбросов на ЧАЭС // Проблемы экологического мониторинга. — Ч. 2. — Брянск, 1991. — С. 20—21.
34. *Моисеенко И. Ф., Голод Д. С.* Распределение цезия-137 в древесных растениях в зависимости от типа роста и развития и от режима увлажнения // Радиобиологический съезд, Киев, 20—25 июля 1993: Тез. докл. — Т. 2. — Пущино, 1993. — С. 684—685.
35. *Молчанов А. А.* Продуктивность органической и биологической массы леса. — М.: Наука, 1974.
36. *Мухин И. Е., Моисеев А. А., Боровикова Н. М.* Динамика радиоактивного загрязнения продуктов животноводства на территории украинского полесья. — М., 1976. — (Препринт / ГКАЭ).
37. *Никителов Б. В.* и др. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 г. // Атомная энергия. — 1989. — Т. 67, Вып. 2. — С. 74—80.
38. *Орлов М. Ю.* и др. Характеристики загрязнения почвы европейской части бывшего СССР ¹³¹I после аварии на ЧАЭС // Атомная энергия. — 1996. — № 80, Вып. 6. — С. 466—471.

39. *Панфилова А. А.* Роль лесных экосистем в формировании дозовых нагрузок на население: Дипломная работа / Кафедра № 1 МИФИ. — Долгопрудный, 1999.
40. *Панченко С. В., Епифанов В. А., Скоробогатов А. М.* Опыт реконструкции уровней загрязнения молока I-131 на основе радиометрических измерений в мае 1986 г. и модельных представлений по формированию первичного радиоактивного загрязнения среды и дальнейшей миграции радионуклидов: Доклад на Всероссийской научно-практической конференции «Чернобыль: 10 лет спустя. Итоги и перспективы». Брянск, 15—17 мая 1996 г.
41. *Панченко С. В., Савкин М. Н., Шутов В. Н.* Радиационно-гигиеническая обстановка и дозы облучения населения. — М., 1997. — 18 с. — (Препринт / ИБРАЭ; IBRAE-97-10).
42. *Панченко С. В.* Реконструкция уровней загрязнения молока I-131 и другими радионуклидами на территории Брянской области в мае 1986 г. — М., 1999. — (Препринт ИБРАЭ / IBRAE-99-04).
43. *Покровский А. А.* Беседы о питании. — М., 1986. — 185 с.
44. Последствия чернобыльской катастрофы в Республике Беларусь: Национальный доклад. — Минск, 1996.
45. Почвоведение. — Ч. 1: Почва и почвообразование / Под ред. В. А. Ковды и Г. Г. Розанова. — М.: Высш. шк., 1988. — 400 с.
46. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС) / Под общ. ред. В. И. Парфенова и Б. И. Якушева. — Минск: Навука і тэхніка, 1995. — 582 с.
47. *Родин Л. Е., Базилевич Н. И.* Динамика органического вещества и биологический круговорот зольных элементов и азота в основных типах растительности земного шара. — М.: Наука, 1965.
48. *Романов Г. Н., Бакуров А. С.* Плутоний в окружающей среде производственного объединения «Маяк» // Вопросы радиац. безопасности. — 1996. — № 2. — С. 11—21.
49. Руководство по применению контрмер в сельском хозяйстве в случае аварийного выброса радионуклидов в окружающую среду / МАГАТЭ. — Вена, 1994. — 104 с.
50. *Санжарова Н. И., Фесенко С. В., Алексахин Р. М.* Динамика биологической доступности ¹³⁷Cs в системе почва-растение после аварии на Чернобыльской АЭС // Общ. биология. — 1994. — Т. 4. — С. 564—566.
51. *Снакин В. В.* Анализ состава водной фазы почв. — М.: Наука, 1989. — 119 с.
52. *Софронов М. А., Волокитина А. В.* Пирологическое районирование в таежной зоне. — Новосибирск, 1990. — С. 76—77.

53. Тимофеев-Ресовский Н. В., Порядкова Н. А., Макаров Н. М., Преображенская Е. И. К проблеме радиостимуляции растений: I. О действии слабых доз ионизирующих излучений на рост и развитие растений // Труды Ин-та биологии УФ АН СССР. — Свердловск, 1957. — Вып. 9. — С. 129—201.
54. Тихомиров Ф. А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. — М., 1972.
55. Тихомиров Ф. А., Щеглов А. И. Радиоэкологические последствия Кыштымской и Чернобыльской радиационных аварий в лесных экосистемах // Экология регионов атомных станций. — М., 1994.
56. Тихомиров Ф. А., Щеглов А. И. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. — 1997. — Т. 37, Вып. 4. — С. 664—672.
57. Тихомиров Ф. А., Щеглов А. И. Радиоактивное загрязнение лесов и его последствия // Москва-Чернобыль. — Т. 2. — М., 1998. — С. 212.
58. Тихомиров Ф. А., Щеглов А. И., Казаков С. В., Кляиторин А. Л. Распределение радионуклидов в лесных ландшафтах Украинского Полесья // Тезисы докладов Всесоюзного совещания «Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов». — М., 1989. — С. 16.
59. Тулин С. А. и др. Калий на почвах, загрязненных радиоактивным цезием // Химия в сельском хозяйстве. — 1994. — № 2. — С. 12—14.
60. Фесенко С. В., Санжарова Н. И., Алексахин Р. М., Спиридонов С. И. Изменение биологической доступности ¹³⁷Cs после аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. — 1995. — № 4. — С. 508—513.
61. Чилимов А. И., Мухамедшин К. Д. Эволюция радиоактивного загрязнения лесных биогеоценозов // Радиоэкологические, медицинские и социально экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения: Тезисы докладов Всероссийской конференции 21—25 мая 1995 г. НМЦ Голицино. — С. 17.
62. Шутов В. Н., Брук Г. Я., Кадука М. В., Басалаева Л. Н. Роль грибов и ягод в формировании дозы внутреннего облучения населения России после чернобыльской аварии // Инф. бюл. ЗниСО. — 1998. — № 2.
63. Щеглов А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. — М.: Наука, 1999. — 268 с.
64. Angeletti L., Levi E. Comparative study on transfer factors of water, iodine and strontium on ray grass and clover. — Gif-sur-Yvette, France: Service de documentation, 1977a. — (Report No. CEA-R-4860).

65. *Angeletti L., Levi E.* Study on wet deposition and foliar retention of iodine and strontium on ray grass and clover. — Gif-sur-Yvette, France: Service de documentation, 1977b. — (Report No. CEA-R-4897).
66. *Angeletti L.* The contamination of pastures by I-131. — Gif-sur-Yvette, France: Service de documentation, 1980. — (Report No. CEA-R-5056).
67. Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments: Final Report / Ed. M. Belli, F. Tikhomirov. — Brussels, 1996. — (EUR 16531 en).
68. *Chaberrlain A. C.* The Movement of Particles in Plant Communities // Vegetation and the Atmosphere. — Vol. 1: Principles / Ed. J. L. Monteth. — New York: Academic Press, 1975.
69. *Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A.* // Nature. — 1998. — Vol. 335, № 6187. — P. 247—249.
70. Dependence of the ¹³⁷Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters / Schuller P., Handl J., Irumper R. E. // Health Phys. — 1988. — 55, № 3. — P. 575—577.
71. *Eriksson Å.* Recent Studies on the Interception and the Retention of Caesium by Grass, Barley and Peas // The Chernobyl Fallout in Sweden. — Stockholm, 1991. — P. 323—342.
72. *Hoffman F. O., Baes C. F.* Statistical Analysis of Selected Parameters for Predicting Food Chain Transport and Internal Dose of Radionuclides / Oak Ridge National Laboratory, TN 37830, NUREG/CR-1004/ORNL/NUREGHM-282. — [S. l.], 1979.
73. Hoffman F. O. et al. Pasture grass interception and retention of I-131, Be-7 and insoluble microspheres deposited in rain. — Oak Ridge, TN: Office of Scientific and Technical Information, 1989. — (Report No. ORNL-6542).
74. *Horina J., Randa Z.* Uptake of radiocaesium and alkali metals by mushrooms // J. Radioanal. Nucl. Chem. — 1988. — Letters 127/2. — P. 107—120.
75. *Kenigsberg J., Belli M., Tikhomirov F.* et al. Exposures from Consumption of Forest Produce // The radiological consequences of the Chernobyl accident. — Minsk, 1966. — P. 271—281.
76. *Marazitis E. A.* Soil-to-plant concentration factor and dependence on soil parameters // J. Radiol. Prot. — 1992. — P. 12.
77. *Müller H., Pröhl G.* ECOSYS-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents // Health Physics. — 1993. — Vol. 64, № 3. — P. 232—252.
78. *Noordijk H., Quinault J. M.* The Influence of Food Processing and Culinary Preparation on the Radionuclide Content of Foodstuffs: A review of available data. — Vienna, 1992. — P. 35—59. — (IAEA-TECDOC-647).
79. *Olsen R. A., Joner E., Bakken L. R.* Soil fungi and fate of radiocaesium in the soil ecosystem // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. — London; New York, 1990. — P. 657—663.

80. *Pröhl G.* Modelling of radionuclide transfer in food chains after deposition of Strontium-90, Cesium-137 and Iodine-131 onto agricultural areas. — München-Neuherberg: GSF-Forschungszentrum, 1990. — (GSF-Report 29/90).
81. *Sulba B.* et al. Determination of radionuclides associated with colloides in natural waters // *J. Radioanal. and Nucl. Chem.* — 1987. — Vol. 115, № 31. — P. 113—123.
82. Transfer of radionuclides to animal, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countmeasures: Final Report / Ed. P. Strand, B. Hovard, V. Averin. — Brussels, 1996. — (EUR 16539 en).
83. *Whicker F. W., Kirchner T. B.* PATHWAY: A Dynamic Food-Chain Model to Predict Radionuclide Ingestion after Fallout Deposition // *Health Physics.* — 1987. — Vol. 52, № 6. — P. 717—737.

Оценка коллективной дозы на щитовидную железу жителей Белгородской области

С. В. Панченко

1. Предисловие

Проблемы медицинских последствий аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. по социальному резонансу можно сравнить, пожалуй, лишь с последствиями применения ядерного оружия в Хиросиме и Нагасаки. Но их существенным отличием и основной особенностью стали главным образом «отложенные жертвы». По прямым потерям человеческих жизней чернобыльская авария вполне сопоставима со многими другими авариями техногенного характера. Вместе с тем по этому показателю она значительно уступает серьезным стихийным бедствиям, оружию массового уничтожения и даже наиболее крупным террористическим актам. Именно потенциально возможные жертвы в отдаленный период определили необычайную остроту восприятия этой промышленной аварии. Весьма существенную роль сыграла природа действующего фактора, который для широких слоев населения еще сохранял ореол мрачной таинственности. Существенным моментом, усиливающим социальное воздействие, стало и фактическое отсутствие инструментария, способного предоставить обществу понятные ему оценки масштаба ущерба здоровью населения. Научное сообщество в тот период оказалось в плену собственных консервативных допущений и постулатов. Линейная концепция вреда открывала широчайшее поле для спекуляций. Отсюда широкий набор прогнозов преимущественно негативного толка, подхваченных алчущей прессой и политиками авантюристического склада, раздувшими крупную промышленную аварию до масштабов апокалипсической катастрофы.

Вместе с тем для сравнительно узкого круга профессионалов авария на Чернобыльской АЭС и ее последствия стали тем экспериментальным полигоном, на котором можно было накапливать богатейший эмпирический материал. Осмысление собранного в течение нескольких десятилетий будет еще долго подпитывать научное сообщество тем багажом знаний, который, возможно, позволит существенно продвинуться в понимании целого ряда проблем антропогенного характера. К сожалению, само осмысление накопленного материала происходило в сложных условиях политического и социального переустройства сначала Советского Союза, а затем нескольких самостоятельных государств. Многие ведущие специалисты

бывшего СССР получили возможность широко обсуждать научные проблемы на международном уровне, что, с одной стороны, значительно расширило арсенал приемов и средств для исследований, а с другой разрывало налаженные корпоративные контакты и связи. В какой-то степени поэтому за 18 лет после чернобыльской аварии ряд вопросов дозиметрической поддержки медицинских и эпидемиологических исследований на целом ряде территорий все еще недостаточно глубоко разработан. Часть из них вовсе осталась как бы не замеченной. Во многом это замечание относится к квалифицированной оценке дозовых нагрузок на щитовидную железу населения различных регионов России. Между тем актуальность данной задачи все еще не снята. Частично возникающих сложностей связана с некоторым смещением понятия «загрязненная территория». Фактически концентрация исследовательских усилий долгие годы была сфокусирована в основном на одном радиоактивном элементе — ^{137}Cs . Это обстоятельство позволило ученым в значительной мере ограничить исследовательскую территорию в России фрагментами четырех областей — Брянской, Орловской, Тульской и Калужской. При этом обеспечивался самый широкий спектр направлений исследований по изучению поведения ^{137}Cs в системе «окружающая среда — человек». Вместе с тем для начального периода аварии, охватывающего примерно первые два месяца, характерна заметная роль в формировании радиационной обстановки других радионуклидов, и в первую очередь ^{131}I . Уровни загрязнения различных объектов окружающей среды разными нуклидами зачастую связаны между собой нелинейно, что заставляет искать индивидуальные подходы к описанию радиационной обстановки на отдельно взятых территориях. Хотя сейчас такое утверждение не требует громоздких доказательств, имеется значительное число исследований, в которых авторы в силу ряда различных причин игнорируют это свойство природы.

В 2001 г. в России вышли методические указания [19], ставшие основным руководящим документом для реконструкции доз на щитовидную железу жителей Российской Федерации. Однако при внимательном рассмотрении этого документа видно, что методические указания не дают ясных ориентиров для решения поставленной задачи за пределами четырех упомянутых областей. Настоящая работа является очередным шагом в приложении методов имитационного моделирования, разрабатываемых в качестве рабочего инструментария для кризисных центров, к реконструкции йодной обстановки на территориях, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС, где измерение начальных параметров радиационной обстановки носило ограниченный характер.

Несколько слов о форме изложения материала и выполненных оценках. В математическом плане полученные величины средних доз и оценка коллективной дозы не являются безусловно доказанными. Приведенные ни-

же доказательства и вычисления как самих доз, так и целого ряда промежуточных параметров представляют собою сплав естественнонаучных методов с методами гуманитарных исследований. Это означает, что предложенная автором гипотеза на данном этапе исследования, во-первых, согласуется со всей совокупностью уже известных фактов, имеющих отношение к рассматриваемой проблеме. Во-вторых, эта гипотеза должна была бы выглядеть предпочтительней перед другими, если бы таковые имелись. Отсутствие альтернативных построений, относящихся к рассматриваемой территории, да и ко многим другим, является методологическим просчетом, который подобно зловещему року сопровождает выполненные реконструкции по многим узловым проблемам, касающихся последствий чернобыльской аварии. Конечно, эта гипотеза может оказаться неверной при открытии новых фактов или впоследствии будет установлено, что автор не учел каких-то принципиально мыслимых возможностей.

2. Введение

Цель настоящей работы, написанной в форме эссе, — привлечь внимание научной общественности к сложной, но все же, как представляется, решаемой проблеме реконструкции доз на щитовидную железу. На небольшом примере одной из удаленных от места аварии территорий мы рассмотрим основные процедурные этапы восстановления, заостряя внимание на индивидуальных особенностях как исследуемых территорий, так и методических приемов.

Выбор территории Белгородской области в известном смысле случаен. Мы намеренно ушли от «наиболее пострадавших» областей, хотя и там нерешенных проблем предостаточно. Публикации по реконструкции радиационной обстановки на белгородской земле отсутствуют. Кроме того, именно на территории Белгородской области отмечена негативная динамика рака щитовидной железы и имеется повышенный интерес к выявлению количественной роли чернобыльского фактора.

3. Исходные данные

Белгородская область, образованная 6 января 1954 г., входит в Центрально-черноземный экономический район. Граничит с Курской и Воронежской областями Российской Федерации и с Сумской, Харьковской и Луганской областями Украины. Площадь — 27,1 тыс. км². Число жителей по данным Госкомстата на 1 января 1986 г. — 1 355 580 человек, из них городского населения 812 908 человек и сельского — 542 672. Расположе-

ние Белгородской области относительно Чернобыльской АЭС на карте бывшего СССР показано на **рис. 1**. Здесь же показаны такие крупные населенные пункты, как Днепрпетровск, Донецк, Полтава, Луганск и Харьков, в которых располагались мониторинговые посты Научно-производственного объединения «Тайфун», фиксировавшие суточные выпадения отдельных радионуклидов.

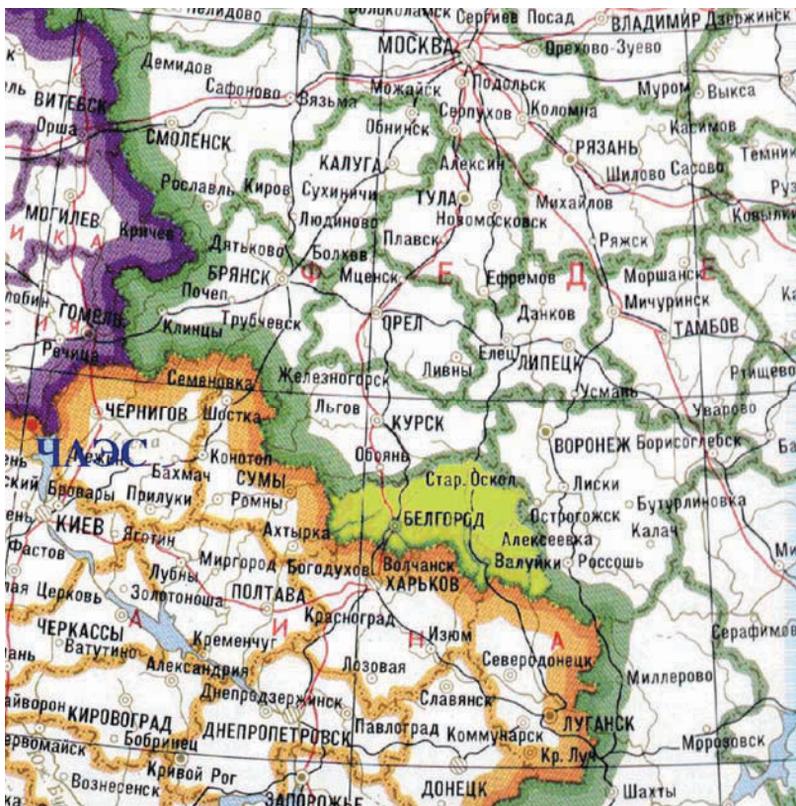


Рис. 1. Расположение Белгородской области относительно Чернобыльской АЭС. В настоящее время административно область разделена на 20 районов (**рис. 2**). В 1986 г. в области было на 2 района меньше (табл. 1). Позднее Борисовский район был поделен на Борисовский и Грайворонский, а Алексеевский — Алексеевский и Красненский.



Рис.2. Административно-территориальное деление Белгородской области

Таблица 1. Административно-территориальное деление Белгородской области в 1986 г.

№ п/п	Район	Райцентр	Число станций слежения	Число наблюдательных пунктов
1	Алексеевский	Алексеевка	24	140
2	Белгородский	Белгород	20	89
3	Борисовский	Борисовка	23	80
4	Валуйский	Валуйки	20	98
5	Вейделевский	Вейделевка	10	65
6	Волоконовский	Волоконовка	11	85
7	Губкинский	Губкин	18	103
8	Ивнянский	Ивня	13	40
9	Корочанский	Короча	20	132
10	Красногвардейский	Красногвардейское	14	76
11	Новооскольский	Новый Оскол	18	109
12	Прохоровский	Прохоровка	18	136
13	Ракитянский	Ракитное	15	99
14	Ровеньский	Ровеньки	10	55
15	Старооскольский	Старый Оскол	19	82
16	Чернянский	Чернянка	14	57
17	Шебекинский	Шебекино	22	105
18	Яковлевский	Строитель	14	88
<i>Итого</i>			316	1639

Источник: [Белгородская..., 1986].

3.1. Некоторые метеорологические данные (температура и осадки)

Для последующего анализа необходимо знание некоторых метеорологических параметров. Прежде всего нас будет интересовать температурный ход в апреле-мае 1986 г. Это позволит оценить возможную биомассу естественных трав. Значимость данного параметра важна не только с точки зрения запасов биомассы, но и для определения момента начала выпаса молочного стада. Важны для определения биомассы и другие параметры, такие, например, как величина солнечной радиации и функция освещенности растений. На настоящем этапе исследований в программном коде использовались не фактические данные, а значения, рассчитанные как функции температурного хода.

На **рис. 3** представлен среднесуточный ход температуры по трем характерным метеостанциям, окружавшим Белгородскую область весной 1986 г.¹ Этот показатель в районе имел весьма близкий характер по разным станциям. Рубеж 100°C·сут, после которого начинается рост трав, был преодолен для Харькова 4 апреля, для Курска 7 апреля и для Воронежа 8 апреля, и к концу месяца выпас скота на этих территориях был уже возможен².

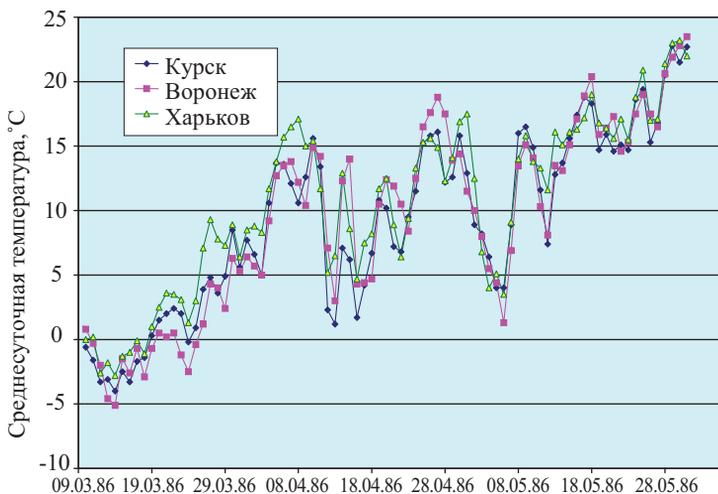


Рис 3. Среднесуточный ход температуры весной 1986 г.

Другой важный параметр — метеорологические осадки. В табл. 2 приведены сведения об интенсивности дождей в Белгородской области и на приле-

¹ <http://www.meteo.ru/data/mdata.htm>.

² Например, для Минска рубеж 100°C·сут был пройден 18 апреля, т. е. по крайней мере на 10 дней позже.

гающих территориях с 1 по 5 мая 1986 г. Выбор рассматриваемого интервала не случаен, его обоснованность станет ясна из дальнейшего рассмотрения. Следует отметить, что в период с 3 по 4 мая практически над всей рассматриваемой территорией прошли сильные грозовые дожди. Из метеостанций, расположенных на территории области, только на Белгородской станции отмечены осадки 2 мая. На других метеостанциях осадки либо не отмечались, либо были очень малы. Конечно, сеть метеостанций достаточно редка по сравнению с размерами кучевых облаков. В отдельных колхозах и совхозах производились собственные наблюдения за осадками. Однако в настоящее время практически нет возможности восстановить эти данные.

Таблица 2. Данные о суточном количестве выпавших осадков по разным метеостанциям, мм

Номер метеостанции	Широта, °	Долгота, °	Высота над уровнем моря, м	Населенный пункт	1 мая	2 мая	3 мая	4 мая	5 мая	Сумма за пять дней
34009	51,650	36,183	167	Курск	0,4	1,1		5,3		6,8
34017	51,867	36,917	230	Щигры		1,1	2,3	8,0		11,4
34027	51,783	38,133	191	Касторное		0,3	14,6	29,9	0,0	44,8
34103	51,600	36,250	241	Петропавловка	3,1	9,1	1,2	4,3	0,0	17,7
34109	51,217	36,283	196	Обоянь	0,6	3,6	3,7	16,6		24,5
34110	51,167	37,350	226	Бобровы Дворы		0,0	10,9	53,8	0,2	64,9
34116	51,300	37,883	145	Старый Оскол			9,4	22,7		32,1
34117	51,250	36,717	240	Пристенъ			47,3	16,1		63,4
34121	51,550	38,383	182	Нижнедевицк		0,3	9,6	30,3		40,2
34122	51,650	39,250	104	Воронеж			14,9	16,7		31,6
34202	50,800	35,783	222	Ракитное		0,5	19,0	15,0		34,5
34208	50,333	36,200	173	Казачья Лопань			Н. д.			
34213	50,750	37,867	127	Новый Оскол			17,2	7,2		24,4
34214	50,583	36,583	122	Белгород	0,0	3,2				3,2
34215	50,550	37,300	163	Большетроицкое		0,3	43,8	25,2	0,0	69,3
34300	49,933	36,283	152	Харьков		0,4	27,8	16,8		45,0
34312	50,167	37,350	214	Приколотное			30,4	14,0		44,4
34321	50,217	38,100	112	Валуйки		0,9	21,5	10,4	2	34,8

3.2. Уровни загрязнения почвенного покрова

Данные о начале загрязнения территории Белгородской области и примерном формировании максимума уровней загрязнения почвенного покрова, вычисленные специалистами НПО «Тайфун», приведены в приложении 1 (табл. 3).

Таблица 3. Данные для реконструкции даты радиоактивных выпадений в Белгородской области после чернобыльской аварии

Район	Средний интервал между моментами	
	аварии и начала загрязнения, сут	аварии и «максимума» загрязнения, сут
Алексеевский	3,8	5,0
Красненский	3,8	5,0
Новооскольский	3,5	4,8
Ровеньский	4,1	5,3
Старооскольский	3,5	4,8
Чернянский	3,8	4,9

Если быть очень придирчивым к этим данным, можно заметить, что территория Чернянского района, расположенного между Старооскольским и Новооскольским районами, загрязнялась чуть позднее территорий указанных районов. Но, думается, это всего лишь неопределенность наших представлений, а не некий артефакт. В целом же можно отметить, что территория области начала загрязняться 30 апреля 1986 г., а 1 мая формирование основных радиоактивных выпадений фактически завершилось. В доступных автору архивах Минздрава СССР и Российской Федерации первые данные о радиационной ситуации в Белгородской области датированы 3 мая³. К сожалению, эта информация не дает возможность определить период формирования основного загрязнения территории.

Можно добавить, что данные по Воронежской области, которая, безусловно, находится несколько дальше от Чернобыльской АЭС, подтверждают сделанный выше вывод. Так, в архиве Минздрава России имеется телефонграмма, где сообщается, что мощность дозы в Воронеже на 1 мая 1986 г. составила 450 мкР/ч, а на 3 мая — 180 мкР/ч. В дальнейшем мы еще будем рассматривать данные службы радиационного контроля Нововоронежской АЭС, которые также не противоречат гипотезе о дате загрязнения рассматриваемых территорий.

Уровни загрязнения территории Белгородской области ¹³⁷Cs по состоянию на август 1995 г. приведены в [2] (рис. 4). Восточная часть области имеет более высокие уровни загрязнения почвенного покрова ¹³⁷Cs. В дополне-

³ В Белгороде мощность дозы составила 170 мкР/ч.

ние к карте радиоактивного загрязнения приведем некоторые данные о числе отобранных проб (табл. 4).

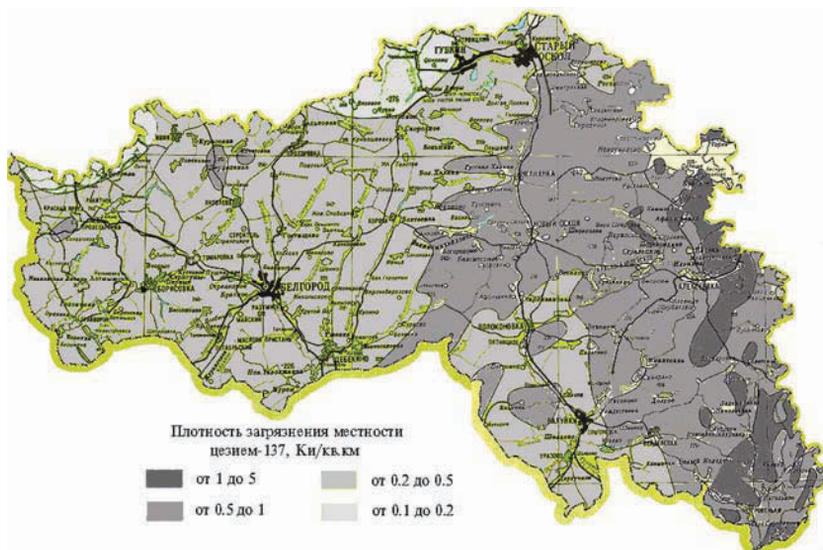


Рис. 4. Радиоактивное загрязнение территории Белгородской области ^{137}Cs на август 1995 г.

Таблица 4. Сводные данные о числе проб, обследованных в 1986—1993 гг.

Область	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239,240}\text{Pu}$
Белгородская	3809/—		
Брянская	26607/871	1420/75	125/2
Воронежская	10085/—		
Калужская	6110/110	154/13	13/—
Курская	7001/—		
Липецкая	1689/—		
Орловская	11780/34	44/1	
Тульская	19600/219	130/18	9/—
Общее число обследованных пунктов по 19 областям	104370/1524	1786/107	160/2

Примечание. В числителе — общее число проб, в знаменателе — число проб, взятых в 1986 г.

Как видно из табл. 4, территория Белгородской области не стала предметом пристального внимания, особенно в начальный период. К 1 января

2001 г. число «официальных» проб с измерением ^{137}Cs даже сократилось до 3616, по-видимому, за счет отбраковки некачественных образцов и главным образом из-за отсева данных по населенным пунктам, расположенным в западной половине области. В изданных каталогах публикуются данные по средним уровням загрязнения населенных пунктов, имеющих тот или иной социальный статус загрязненной территории. Для Белгородской области к таким относятся только населенные пункты в восточной ее части (рис. 5).



Рис. 5. Районы Белгородской области, по которым имеются опубликованные данные о плотности среднего загрязнения населенных пунктов (выделены заливкой). Цифрами показаны средние по району значения плотности загрязнения ^{137}Cs , пересчитанные на момент выпадения, КБк/м²

Выпадения ^{131}I . Детальная информация о суточных выпадениях ^{131}I на территории бывшего СССР была опубликована в 1996 г. [9]. К сожалению, на территории Белгородской области постов НПО «Тайфун» не было. Ближайшая точка, где проводились такие измерения, находится в Харькове. В табл. 5 данные по суточным выпадениям ^{131}I на планшеты в ближайших к Белгородской области пунктах наблюдения приведены максимально подробно, поскольку это важная и наиболее проверенная экспериментальная информация. На этих же постах размещались и регулярные метеостанции, которые дают данные по осадкам в период наиболее вероятного загрязнения территории (табл. 6).

Таблица 5. Данные измерений суточных выпадений ^{131}I на планшеты
с 8^{00} до 8^{00} , Бк·м $^{-2}$ /сут

Интервал экспонирования	Измерение 1	Тип	Измерение 2	Тип
Харьков				
25—26.04	56	с		
26—27.04	230	с		
27—28.04	97	с		
28—29.04	7	с		
29—30.04	290	с		
30—01.05	12 970			
01—02.05	1000	v	3000	v
02—03.05	250	v	750	v
03—04.05	502			
04—05.05	430	с		
05—06.05	36	с		
Полтава				
25—26.04	19	с		
26—27.04	26	с		
27—28.04	102			
28—29.04	80			
29—30.04	788			
30—01.05	21 123		20 972	
01—02.05	2465		2409	
02—03.05	249	с		
03—04.05	242			
04—05.05	414	с		
05—06.05	67	с		
06—07.05	63	с		
07—08.05	82	с		
08—09.05	149	с		
11—12.05	170	b		
12—13.05	50	b		
13—14.05	140	b		
14—15.05	120	b		
Луганск				
25—26.04	50	с		
26—27.04	44	с		
27—28.04	51	с		
28—29.04	22	с		
29—30.04	367	с		

Табл. 5 (продолжение)

Интервал экспонирования	Измерение 1	Тип	Измерение 2	Тип
Луганск				
30—01.05	9929	с		
01—02.05	5016	с		
02—03.05	400	v	1200	v
03—04.05	939	с		
05—06.05	80	b		
14—15.05	350	b		
15—16.05	80	b		
29—30.05	400	b		
30—31.05	20	b		
Донецк				
25—26.04	253		16	с
26—27.04	74		57	с
27—28.04	248		226	с
28—29.04	120		280	с
29—30.04	81		152	
30—01.05	6768		6744	
01—02.05	4381		4370	
02—03.05	4539	с		
03—04.05	40	с		
04—05.05	264	с		
05—06.05	208	с		
06—07.05	297	с		
07—08.05	85	v	255	v
08—09.05	43			
09—10.05	300	bp		
11—12.05	50	bp		
15—16.05	330	bp		
16—17.05	30	bp		
19—20.05	130	bp		
Днепропетровск				
25—26.04	75	с		
26—27.04	4	с		
27—28.04	52	с		
28—29.04	1934			
29—30.04	67	с		
30—01.05	19625			
01—02.05	4710			

Табл. 5 (окончание)

Интервал экспонирования	Измерение 1	Тип	Измерение 2	Тип
Днепропетровск				
02—03.05	1754	с		
03—04.05	323	с		
04—05.05	170	с		
05—06.05	155	с		
06—07.05	62	с		
07—08.05	42	с		
08—09.05	120	b		
15—16.05	370	bp		
16—17.05	20	bp		
20—21.05	80	bp		
21—22.05	300	bp		
22—23.05	30	bp		

Примечание. Если в колонке «Тип» не проставлен какой-либо символ, это означает, что величина активности получена на гамма-спектрометре с полупроводниковым детектором (ППД). Эти результаты являются наиболее точными. В остальных случаях использованы следующие обозначения:

с — измерение выполнено на гамма-спектрометре с сцинтилляционным детектором;
v — значение получено расчетным путем с использованием пространственно-временных корреляций;

b — значение получено по соотношению выпадений ^{131}I и суммарной бета-активности;

bp — значение получено по соотношению выпадений ^{131}I и суммарной бета-активности с поправкой, если результаты первого и второго измерений ^{131}I различны.

Источник: [9].

Таблица 6. Посуточное выпадение осадков, мм

Номер метеостанции	Широта, °	Долгота, °	Населенный пункт	1 мая	2 мая	3 мая	4 мая	5 мая	Сумма за пять дней
34300	49,933	36,283	Харьков	0,4	12,2	5,6			18,2
33506	49,514	35,074	Полтава	—	0,8	0,0	0,4	—	1,2
34523	48,517	39,117	Луганск	—	1,7	—	7,8	0,5	10,0
34519	48,067	37,767	Донецк	—	—	0,4	3,0	0,0	3,4
34504	48,367	35,083	Днепропетровск	0,0	0,0	9,8	4,0	—	13,8

Примечание. Данные Гидромета Украины любезно предоставил нам Н. Н. Талерко.

Значительное выпадение осадков имело место в Харькове 2 и 3 мая, в Днепропетровске 3 и 4 мая, в Луганске и Донецке 4 мая, в Полтаве наблюдалось небольшое выпадение осадков со 2 по 5 мая.

Сравнивая данные табл. 6 с результатами измерений суточных выпадений ^{131}I (табл. 5) можно сделать вывод, что во всех этих населенных пунктах выпадение ^{131}I предшествовало выпадению дождей, т. е. наблюдалось в основном «сухое» выпадение радиоактивных аэрозолей.

По ходу распространения радиоактивного облака территория Белгородской области оказалась либо чуть ближе к источнику выброса, чем, например, Луганск, Донецк и Днепропетровск, либо примерно на одном удалении (по сравнению, например, с Полтавой и Харьковом). Можно с большой долей уверенности полагать, что основные радиоактивные выпадения на территории области также происходили в течение 30 апреля и 1 мая и были преимущественно сухими (см. табл. 2). А последующие дожди уже не столько вымывали радиоактивные аэрозоли из атмосферного слоя воздуха, сколько смывали их с травяного и листового покрова на землю. Последнее обстоятельство очень важно для последующего моделирования процессов загрязнения молочной продукции.

Радионуклидный состав выпадений. Сведения о радионуклидном составе выпадений и концентрации радионуклидов в приземном слое воздуха крайне скудны. Из опубликованных данных можно сослаться только на работу [6], в которой приводятся усредненные данные по радионуклидному составу выпадений для ряда российских областей (табл. 7).

Таблица 7. Относительный состав радиоактивного загрязнения почвы сельскохозяйственных угодий, приведенный к 1 мая 1986 г.

Область	^{144}Ce	^{141}Ce	$^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$	^{137}Cs	^{134}Cs	^{131}I	^{106}Ru	^{103}Ru	^{95}Zr	^{95}Nb
Тульская	0,059	0,084	2,743	1	0,498	3,702	0,930	1,715	0,040	0,029
Калужская	0,060	0,092	2,961	1	0,498	4,668	1,075	2,028	0,076	0,038
Брянская	0,058	0,061	1,989	1	0,513	3,607	0,739	1,621	0,048	0,064
Орловская	0,091	0,135	3,281	1	0,496	7,802	0,892	1,885	0,224	0,071
Белгородская	0,172	0,217	3,814	1	0,540	8,347	1,008	1,965	0,247	0,183

Присутствие в табл. 7 первых четырех областей вполне объяснимо — это наиболее загрязненные территории России, которым уделялось повышенное внимание. А вот появление Белгородской области выглядит несколько странно. Ведь есть и расположенные ближе к Чернобыльской АЭС Курская, Липецкая, Рязанская области. Скорее всего это означает, что у автора были прямые эксклюзивные измерения проб почвы именно по Белгородской области⁴. Из данных табл. 7 обращает на себя внимание более высокое относительное выпадение тугоплавких элементов церия, циркония и ниобия. Отметим также наибольшее значение отношения ^{131}I к изотопам цезия.

⁴ По каким-то причинам они не попали в поле зрения Госгидромета, и подробности, связанные с местом и датой их отбора, также остаются неизвестными.

Других данных по составу выпадений в Белгородской области у нас нет. В подобных случаях можно поискать данные на прилегающих территориях. На **рис. 6**, взятом из [2], хорошо видно, что восточная часть Белгородской области и юго-западная часть Воронежской области представляют собой неразрывный континуум, происхождение которого обусловлено с высокой вероятностью во многом схожими процессами формирования загрязнения. А в рассматриваемой части Воронежской области находится Нововоронежская АЭС, которая имеет стационарную непрерывно действующую мониторинговую сеть, следящую за состоянием радиоактивного загрязнения основных объектов окружающей среды. Большинство постов расположено непосредственно вокруг АЭС (Нововоронеж), а контрольный пост располагается в Лисках на расстоянии примерно 50 км от АЭС. По данным службы внешней дозиметрии (ВД) Нововоронежской АЭС (руководитель в 1986 г. — Г. Н. Зверева) и главного государственного врача СЭС Нововоронежа А. Ф. Купцова, загрязнение контролируемой территории было одномоментным и происходило в первые числа мая. Если в последующие дни и было дополнительное поступление радиоактивных веществ, оно не сказалось существенным образом на уже сложившейся ситуации.

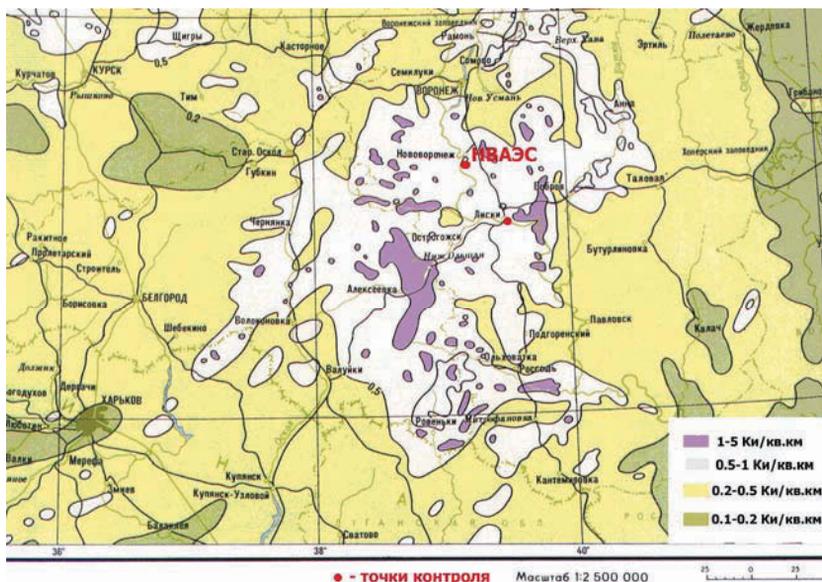


Рис. 6. Белгородско-Воронежское цезиевое пятно. Точки контроля:
Нововоронежская АЭС и Лиски

Экспозиция планшетов, расположенных на различных расстояниях от АЭС, а также аэрозольных фильтров на семи воздухоудках с 29 апреля по

5 мая наиболее информативна с точки зрения реконструкции картины первичного загрязнения. Имеет смысл в данном случае максимально подробно рассмотреть первичные материалы, взятые из рабочих журналов службы ВД Нововоронежской АЭС и представленные в табл. 8 и 9.

Таблица 8. Среднее содержание отдельных радионуклидов в приземном слое воздуха в период с 29 апреля по 5 мая в районе расположения Нововоронежской АЭС и в Лисках (перерасчет на 5 мая 1986 г.), Бк/м³

№ установки	Местоположение установки	⁹⁰ Sr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³¹ I	¹³² I	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce
1	Промплощадка 1-го и 2-го блоков	0,061	1,597	0,34	1,560	2,132	0,838	0,104
2	Промплощадка 5-го блока	0,064	2,113	0,551	1,985	3,061	1,241	0,114
3	3 км	0,050	2,498	0,394	1,721	2,527	1,45	0,221
5	8 км	0,038	1,771	0,369	1,993	1,529	1,000	0,770
6	15 км	0,037	2,117	0,762	2,254	3,215	1,296	0,158
7	50 км	0,058	2,573	0,619	2,565	3,369	1,538	0,237
<i>Среднее</i>		<i>0,051</i>	<i>2,112</i>	<i>0,506</i>	<i>2,013</i>	<i>2,639</i>	<i>1,227</i>	<i>0,267</i>

Таблица 9. Плотность радиоактивных выпадений в районе расположения Нововоронежской АЭС и в Лисках по планшетной съемке в период с 29 апреля по 5 мая (перерасчет на 5 мая 1986 г.), кБк/м²

Местоположение установки	⁹⁰ Sr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³¹ I	¹³² I	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	⁹⁵ Zr	¹³⁴ Cs
Территория АЭС	0,74	15,9	5,5	114	62	9,9	4,0	3,5	5,0
2 км	0,74	18,3	6,2	120	61	7,8	5,7	3,0	6,3
3—6 км	1,7	19,4	4,7	130	63	12,4	4,5	3,2	6,5
8—12 км	1,6	18,5	2,6	124	63	11,2	4,4	2,1	5,7
50 км	1,5	19,9	5,8	124	61	11,2	6,1	5,7	5,8
<i>Среднее</i>	<i>1,3</i>	<i>18,4</i>	<i>5,0</i>	<i>122</i>	<i>62</i>	<i>10,5</i>	<i>4,9</i>	<i>3,5</i>	<i>5,9</i>

Прежде всего обращает на себя внимание однородный характер загрязнения независимо от точки контроля как по выпадениям, так и по загрязнению воздушной среды. С учетом того, что охват контролируемой территории достаточно велик (расстояние между крайними точками около 60 км), можно говорить о гомогенной структуре нуклидных соотношений в приземном слое воздуха над этой территорией и, возможно, несколько большей.

Средняя плотность выпадения ¹³⁷Cs (на бумагу), определенная из данных этой съемки, составила 10,5 кБк/м². В дальнейшем специальными исследованиями в 30-километровой зоне вокруг Нововоронежской АЭС [12]

было установлено, что средняя плотность загрязнения почвенного покрова ^{137}Cs в данном районе составляла около 16 кБк/м^2 на момент выпадения радионуклидов. Последнее значение хорошо коррелирует и с данными из [2]. Ориентируясь на это значение, можно оценить и среднюю плотность выпадения других радионуклидов (табл. 10). В этой же таблице приводится расчетная мощность дозы на 1, 7 и 24 мая 1986 г. Именно за эти дни имеются обобщенные данные областной СЭС по мощности дозы на территории области.

Таблица 10. Плотность выпадения отдельных радионуклидов и мощность дозы в районе расположения Нововоронежской АЭС в мае 1986 г.

Нуклид	Дозовый коэффициент, $\text{Зв}\cdot\text{с}^{-1}/(\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2})$	Плотность выпадения, кБк/м^2	Расчетная мощность дозы, мкР/ч		
		01.05.86	01.05.86	07.05.86	24.05.86
^{95}Zr	7,84E-16	5,6	1,6	1,47	1,23
^{95}Nb	8,10E-16	9,9	2,9	2,74	2,28
^{99}Mo	1,69E-16				
$^{99\text{m}}\text{Tc}$	1,25E-16				
^{103}Ru	5,13E-16	30,6	5,7	5,00	3,73
^{106}Ru	2,20E-16	7,6	0,6	0,60	0,58
^{131}I	4,13E-16	286	42,5	23,22	5,36
^{132}Te	2,21E-16	274	21,8	4,92	0,13
^{132}I	2,39E-15	274	235,7	53,19	1,43
^{133}I	6,53E-16				
^{134}Cs	1,66E-15	9,1	5,4	5,41	5,32
^{136}Cs	2,23E-15	5,4	4,3	5,06	1,28
^{137}Cs	6,06E-16	16,0	3,5	3,49	3,48
^{140}Ba	1,57E-16	66	3,7	2,67	1,06
^{140}La	2,17E-15	66	51,6	36,84	14,67
^{141}Ce	7,12E-17	7,4	0,2	0,18	0,13
Всего			380	145	41
По данным областной СЭС			450	130—150	25—50

Если учесть, что единичное измерение мощности дозы 1 мая скорее всего не очень репрезентативно, а возможно, просто отражает наибольшее значение (хотя и на весьма ограниченном по сравнению с площадью области участке), то сравнение средних расчетных данных и результатов прямых измерений вполне удовлетворительно, и, следовательно, приведенная оценка радионуклидного состава выпадений довольно реалистична. В табл. 10 приведены еще три нуклида, вклад которых в мощность дозы на 1 мая мог быть заметен, но не был определяющим и для которых пока не даны оценки плотности выпадения.

Взглянем на результаты из табл. 8 и 9 под другим углом зрения. Для этого приведем относительные активности отдельных радионуклидов по отношению к активности ^{137}Cs и пересчитаем это отношение на момент выпадения 1 мая 1986 г. (табл. 11).

Таблица 11. Относительный радионуклидный состав аэрозолей в приземном слое воздуха и выпадений в районе расположения Нововоронежской АЭС на 1 мая 1986 г.

Объект исследования	^{90}Sr	^{95}Zr	^{103}Ru	^{106}Ru	^{131}I	^{132}I	^{134}Cs	^{137}Cs	^{141}Ce
Аэрозоли в воздухе	0,04		1,88	0,41	2,52	6,20		1,00	0,14
Выпадения	0,012	0,35	1,91	0,48	17,90	17,1	0,56	1,00	0,52

Прежде чем перейти к комментарию данных табл. 11, необходимо сделать существенное замечание. Радионуклидный состав выпадений измерялся, как уже указывалось, по данным планшетной съемки. Кювета имела размеры $60 \times 60 \text{ см}^2$ и высоту бортика 10 см. По данным метеостанции, в Воронеже 3 и 4 мая прошли сильные дожди (см. табл. 2), а по неподтвержденным документально воспоминаниям работников ВД Нововоронежской АЭС, в Нововоронеже сильный дождь прошел 2 мая. Во всех случаях дождь шел до момента забора проб с планшетов. Количество выпавших осадков превышало 30 мм, а это означает, что в каждой кювете скопилось около 10 л воды. Кювет на каждом рубеже несколько. Пробоотборщик (в данном случае это был водитель автомашины службы ВД, не имеющий специального образования) воду из кювет выливал, фильтровальную бумагу отжимал и помещал в специальный пакет. Это важно, так как при такой процедуре часть выпавших нуклидов могла быть эвакуирована из пробы, причем более растворимые в воде нуклиды могли в большей степени исчезнуть из последующего анализа.

Обратим внимание и на соотношение отдельных радионуклидов. Соотношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ в воздухе и выпадениях заметно различаются. Меньшее, но также заметное отличие имеется и для $^{132}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ⁵. Для анализа величин отношений отдельных радионуклидов к ^{137}Cs полезно иметь некоторые критерии. В качестве возможного критерия может быть рассмотрено отношение плотности выпадения ряда характерных нуклидов к плотности выпадения ^{137}Cs из предположительно того же радиоактивного облака. Такие соотношения получены экспериментально на расстояниях, примерно на 500 км более близких к аварийному реактору (расстояние оценивается по предполагаемой оси движения радиоактивного облака) на терри-

⁵ В этом случае измерялся не первичный ^{132}I (из облака), а образовавшийся в результате распада ^{132}Te .

тории северо-западной части Брянской области и юго-восточной части Могилевской области (табл. 12).

Таблица 12. Соотношения между радионуклидами в случае сухих и мокрых выпадений над территорией Могилевской и Брянской областей, пересчитанные на 1 мая 1986 г.

Тип выпадений	$^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$	$^{95}\text{Zr}/^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$
Сухие выпадения	24,80	0,67	0,30
Слабые осадки	8,30	0,15	0,05
Сильные осадки	4,90	0,04	0,013

Источник: [Панченко, 1999].

На этом заканчивается экспериментальный материал по нуклидному составу для рассматриваемых территорий, имеющийся в нашем распоряжении. Определенный интерес представляют данные аэрогаммасымки с помощью Ге-детектора, выполненные специалистами из МИФИ в мае 1986 г. по меридианам 35° , 36° и 38° от 48° до 53° северной широты [31]. Однако до настоящего времени спектрограммы детально не расшифрованы, а характер опубликованного материала не позволяет включить его в наш анализ.

3.3. Данные по загрязнению продуктов питания

Прежде чем приступить к моделированию радиационной обстановки в Белгородской области, полезно обратиться и к другим источникам информации. Важнейшие из них — данные архива Минздрава РСФСР, собранные по линии санитарно-эпидемиологической службы Минздрава СССР.

Нас прежде всего интересовали данные по загрязнению молока — основного возможного поставщика ^{131}I в организм человека, хотя и другие данные этого архива могут представлять интерес для реконструкции радиационной обстановки.

В табл. 13 приведена выборка из присылавшихся сообщений по уровням загрязнения молока в трех областях до 19 мая 1986 г. Воронежская область — соседняя, имеющая схожие условия формирования радиационной обстановки. Кроме того, в непосредственной близости от границ области расположена Нововоронежская АЭС. Данными службы мониторинга АЭС мы также воспользуемся при реконструкции радиационной обстановки. Брянская область выбрана как наиболее загрязненная и потому наиболее изученная. Здесь важен и исторический момент, ведь табл. 13 отражает информированность органов здравоохранения о радиационной ситуации в различных регионах России в первый месяц после аварии. Ниже на примере Брянской области мы оценим полноту данных архива, что также имеет существенное значение для реконструкции.

Таблица 13. Сравнение уровней загрязнения молока трех областных СЭС, представленных в Минздрав РСФСР до 19 мая 1986 г., 10^{-8} Ки/л

Дата	Воронежская область	Белгородская область	Брянская область
04.05.86		2	
05.05.86		5	
06.05.86		4,4	70—100
07.05.86	4,5		
08.05.86	3		3,2—140
09.05.86	2,7; 15	70	4,2—12
10.05.86	2,3	18	1—76
11.05.86	6,0 *	(0,26—0,45) **	(1—70) ***
12.05.86	1,7	(3—5,8) **	0,4—100
13.05.86	0,32; 1,4	(2—5) **	57
14.05.86	0,5; 3,8;		4—133
16.05.86		2	0,7—96
17.05.86	0,1	(1,5—8,5) **	1,7; 66
18.05.86	1,3	0,5	
19.05.86	0,64	4,9	

* Воронеж.

** Алексеевский и Ровенский районы.

*** Брянск.

Примечание. Данные предоставлены А. М. Скоробогатовым из электронной версии базы данных санитарно-эпидемиологического надзора России.

Как видно из табл. 13, во все дни максимальные значения активности в молоке для Брянской области на порядок и более превышают аналогичные показатели для Воронежской и Белгородской областей. Исключение составляет 9 мая, когда по этому показателю «лидировала» Белгородская область. Максимальные значения суммарной активности в молоке наблюдались 8—10 мая. Причины здесь, на наш взгляд, лежат не в репрезентативном контроле. И это немаловажный момент, к которому надо отнестись очень внимательно.

Несколько слов о полноте данных из архива Минздрава РСФСР. Так по Брянской области помимо данных, представленных в табл. 13, в Центральном банке обобщенных данных (ЦБОД) ИБРАЭ РАН имеется база данных областной СЭС, а также (как пример) база данных Клиновского молокозавода. В Санкт-Петербургском научно-исследовательском институте радиационной гигиены им. профессора П. В. Рамзаева имеется база данных Клиновской СЭС. Если сравнивать базу данных областной СЭС и сохранившееся в архиве телефонограммы, можно заметить, что по пробам молока, измеренным в период с 1 по 5 мая в архиве не сохранилось никакой информации, а реально было проведено измерение 22 проб. За 6 мая сотрудники СЭС измерили 44 пробы, и уровни

загрязнения варьировались от 1 до $1062 \cdot 10^{-8}$ Ки/л. Это также заметно отличается от данных табл. 13. За 13 мая в данных Минздрава имеется только одно значение — $57 \cdot 10^{-8}$ Ки/л, а в базе областной СЭС — 40 проб молока с уровнями загрязнения от 0 до $780 \cdot 10^{-8}$ Ки/л. Таким образом, контраст довольно велик, хотя по сути источник информации один и тот же. Причины различий желательнее определить, хотя здесь исследователя и поджидают определенные трудности.

Можно, конечно, предполагать, что уже в первых числах мая в органы Минздрава была большая обеспокоенность ситуацией, складывавшейся в Брянской области по сравнению, например, с Белгородской областью, и это как-то отразилось на числе проб, отобранных в Брянской области. Поэтому данные, приводимые в телефонограммах из Белгородской и Воронежской областей, должны более точно отражать радиационную ситуацию, чем, скажем, в Брянской области. Но при этом нельзя слишком обольщаться отдельными совпадениями или, наоборот, разочаровываться несходностью ряда результатов.

Вообще невнимание к радиометрическим данным службы СЭС, которая активно проводила измерения в течение длительного времени, поражает и, видимо, заслуживает особого рассмотрения. Для раннего периода аварии, когда фактических данных по измерению параметров радиационной обстановки практически не было, игнорирование данных наиболее разветвленной мониторинговой сети просто необъяснимо.

4. Анализ экспериментальных результатов

4.1. Уровни загрязнения территории ^{137}Cs

Начнем анализ экспериментальных результатов с уже устоявшихся цифр и представлений, а именно с плотности загрязнения территории Белгородской области ^{137}Cs . Мы уже упоминали, что в базе данных Госгидромета нет ни одной пробы, отобранной в 1986 г. Конечно, экспериментальные результаты, позволяющие составить представление об уровнях загрязнения области, существовали. Это и пробы, на которые ссылается С. В. Круглов, и данные, полученные при аэрогаммасъемках, и, наконец, данные обследований областной СЭС и служб гражданской обороны. Однако все перечисленные источники с большой вероятностью не были использованы авторами при подготовке [2]. Об этом косвенно свидетельствует и такой авторитетный источник, как выпускавшийся Государственным комитетом СССР по гидрометеорологии ежегодник «Радиоактивное загрязнение территории СССР» [17]. В ежегоднике за 1987 г., вышедшем первоначально под грифом «ДСП», дана характеристика загрязнения территории СССР в

1986 г. На **рис. 7** показана карта выпадений ^{131}I на Европейской части СССР за 3—4 мая, когда загрязнение Белгородской и Воронежской областей было фактически завершено. Хорошо видно, что интересующая нас часть территории лежит вне зоны контроля постов Госгидромета [17]. Та же картина и на всех других рисунках в этом ежегоднике.



Рис. 7. Карта выпадений ^{131}I , 3—4 мая 1986 г. [17]

На основании каких же данных построена карта загрязнения территории ^{137}Cs (см. **рис. 4**)? Думается, основной массив данных по загрязнению территории Белгородской области ^{137}Cs был получен и введен в аналитический оборот в 1990—1991 гг., когда остро встал вопрос о социальном статусе различных территорий и понадобилось создать базу данных по за-

грязнению отдельных населенных пунктов. В нашем распоряжении (ЦБОД ИБРАЭ РАН [11]) имеется фрагмент этой базы, который фактически и является единственным доступным для анализа источником информации. Напомним, что всего с 1986 по 1993 гг. в базе Госгидромета было 3809 проб, относящихся к территории Белгородской области и содержащих сведения по уровню содержания в них ^{137}Cs . Представление о географии отбора этих проб может дать табл. 14⁶.

Таблица 14. Некоторые статистические данные по оценке уровней загрязнения территории Белгородской области ^{137}Cs (по материалам ЦБОД ИБРАЭ РАН)

№ п/п	Район или населенный пункт	Общее число населенных пунктов	Число обследованных населенных пунктов	Число населенных пунктов, в которых было отобрано 3 пробы и более	Общее число проб	Уровень загрязнения ^{137}Cs , кБк/м ²	
						Среднее арифметическое	Среднее геометрическое
1	Алексеевский (с Красненским)	140	131	79	893	61,9±4,5	56,9
2	Валуйский	98	95	91	584	27,8±2,6	25,1
5	Вейделевский	65	64	29	327	41,8±5,0	37,1
6	Волоконовский	85	1	1	4	41,6	
10	Красногвардейский	76	80	32	415	45,8±4,5	42,0
11	Новооскольский	109	5	3	34	38,8±29,8	33,9
14	Ровеньский	55	36	27	249	56,9±7,3	53,6
15	Старооскольский	82	78	70	518	25,4±3,1	22,5
16	Чернянский	57	56	43	387	36,6±3,2	34,5
	Алексеевка	1	1	1	41	48,0	
	Белгород	1	1	1	91	27,5	
	Валуйки	1	1	1	35	29,7	
	Старый Оскол	1	1	1	38	12,4	
	<i>Итого</i>	<i>771</i>	<i>550</i>	<i>379</i>	<i>3616</i>		

⁶ Ситуация не изменилась, судя по приложению «Распределение количества НП РФ по уровням загрязнения цезием-137 (по состоянию на 1 декабря 2002 г.)» к протоколу № 14 заседания Межведомственной комиссии по радиационному мониторингу окружающей среды от 25 апреля 2003 г. Подписал протокол заместитель председателя комиссии, первый заместитель руководителя Росгидромета Ю. С. Цатуров.

Всего пробы отбирались в 771 населенном пункте. Таким образом, охват измерениями плотности загрязнения населенных пунктов составляет 47%. Если же рассматривать число населенных пунктов, в которых было отобрано 3 пробы и более, то оно сократится почти вдвое и составит 379, т. е. 23% общего числа населенных пунктов. Это не так мало. Но отдельные населенные пункты и даже районы обследовались далеко не одинаково. Из 20 районов только 6 (Алексеевский, Красненский, Валуйский, Красногвардейский, Старооскольский и Чернянский) имеют «приличную» статистику. В самом деле, в этих районах было обследовано 443 населенных пункта, в которых отобрано 2911 проб, т. е. в среднем более 6 проб на населенный пункт. Если же взять все 10 районов и Белгород, то среднее число проб на один составит 4,7. Гораздо хуже обстоит дело с остальными населенными пунктами. Их 868, и в них отобрано всего 193 пробы, т. е. около 0,2 пробы на один пункт, или 1 проба на 5 населенных пунктов. Конечно, и 193 пробы — это немало, чтобы оценить примерный масштаб загрязнения территории. Но следует обратить внимание на следующие факты.

1. Белгород — столица области, лежит почти в центре западной части области, уровень загрязнения которой согласно [2] в 1995 г. должен был составлять от 9,2 до примерно 23 кБк/м². В то же время по Белгороду имеется хорошая статистическая выборка из 91 пробы, из которой следует, что среднее загрязнение ¹³⁷Cs этого населенного пункта в 1986 г. составляло 27,5 кБк/м².

2. В жилой среде среди всех ландшафтных форм миграция выпавших радионуклидов из верхнего слоя почвы происходит наиболее интенсивно [37]. Если, как в случае Белгородской области, основной массив проб почвы был отобран в период с 1989 по 1992 гг. и подавляющее большинство проб приурочено именно к населенным пунктам, то возможно занижение оценки первоначальной плотности загрязнения ¹³⁷Cs всей территории области на 50—100%, т. е. в полтора-два раза.

3. Согласно разработанной Госгидрометом инструкции по отбору проб почвы [5] в населенных пунктах требовалось отбирать не менее пяти проб. Однако если «мощность дозы во всех точках НП менее 0,025 мР/ч по ДП-5 или менее 100 мкР/ч по СРП-68, то допускается отбор одной-двух проб на населенный пункт в месте наибольшего значения мощности дозы». На наш взгляд, буквальное следование этой инструкции в Белгородской области (где после 1986 г. СРП-68 всюду показывал менее 100 мкР/ч) могло привести к некоторому завышению плотности загрязнения обследуемой территории. По экспертным оценкам оно может компенсировать занижение, отмеченное в предыдущем абзаце.

Безусловно, на территории области имеет место неравномерность загрязнения почвенного покрова ¹³⁷Cs. Однако важно понять, какова степень этой неравномерности и каковы основные причины, приведшие к ее возникновению.

Не исключено, в частности, что подобная неравномерность возникла из-за некачественной интерпретации первичной информации. Скорее всего, в восточных районах имеются отдельные цезиевые пятна, однако можно полагать, что средняя плотность по всем районам области отличается не более чем в два раза.

Распределение всех (771) населенных пунктов по средней плотности загрязнения их территории на момент выпадений показано на **рис. 8**. Оно имеет типично логарифмически нормальный характер со среднегеометрическим значением $36,9 \text{ кБк/м}^2$. В формирование этого значения существенный вклад внесли наиболее загрязненные населенные пункты, тем не менее большая часть обследованных населенных пунктов имела (с учетом изложенных выше замечаний) на момент формирования загрязнения порядка 30 кБк/м^2 или выше. Отсюда правомерно сделать вывод об относительно однородном характере загрязнения всей территории Белгородской области со средним значением плотности выпадения ^{137}Cs , близким к 30 кБк/м^2 .

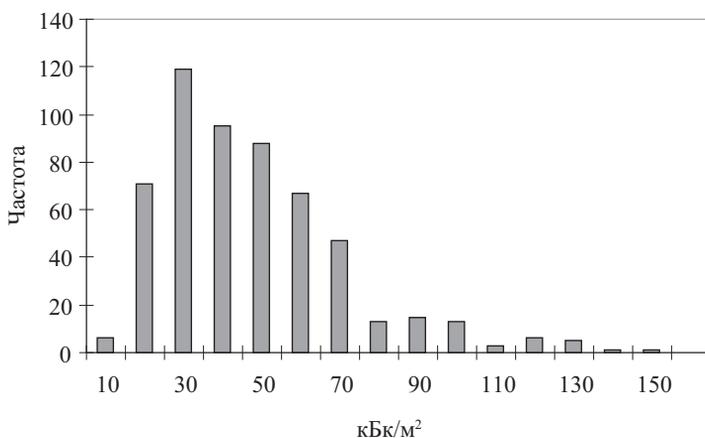


Рис. 8. Распределение числа населенных пунктов по уровням загрязнения территории на момент выпадений (пересчет сделан по официальным данным Госгидромета)

4.2. Реконструкция феноменологической картины. Первое приближение

На основе рассмотренных данных и некоторых приведенных рассуждений можно следующим образом подойти к реконструкции возможной картины загрязнения Белгородской области и близлежащих территорий.

30 апреля 1986 г. двигавшийся с запада-северо-запада (из Сумской и Курской областей) фронт радиоактивного облака, сформированного над раз-

валом четвертого энергоблока Чернобыльской АЭС предположительно в первой половине 27 апреля, достиг границ Белгородской области (пройдя до этого Гомельскую, Брянскую, Черниговскую и Орловскую области). В течение этого дня и частично 1 мая происходило сухое выпадение радиоактивных аэрозолей на всевозможные поверхности (правильнее все же говорить о прилипании мелких микронных и субмикронных частиц к различным поверхностям). При этом градиент выпадений повторял градиент загрязнения атмосферы и имел северо-восточное направление (от Харькова на Воронеж). Этому факту соответствует гипотеза о более раннем выходе из реактора струй, которые сформировали загрязнение более северных траекторий, и, несмотря на более длинный путь к территории Белгородской области, первоначально более высокие концентрации радионуклидов в струе обеспечили и более высокие концентрации над территорией движения, в том числе и над Белгородской областью, особенно в северной и северо-восточной ее частях.

К этому времени на пастбищах травяной покров уже сформировался, жвачные животные были на выпасе уже несколько дней. На загрязнении травяного покрова и его реконструкции для данной территории мы остановимся ниже, а здесь подчеркнем, что уже вечером 30 апреля в молоке мог содержаться радиоактивный йод. В следующие два дня должен был наблюдаться резкий рост концентрации ^{131}I в молоке коров и особенно коз ⁷.

3 и 4 мая над рассматриваемой территорией прошли многочисленные дожди, местами сильные. В восточной части области эти осадки могли «вымыть» из уходящего и более длинного, чем на юге шлейфа радиоактивного облака некоторые нуклиды, преимущественно изотопы цезия и рутения. Именно эти дополнительные выпадения создали мозаичную структуру загрязнения почвенного покрова области ^{137}Cs . При этом, как будет показано ниже, различия в загрязнении травяного покрова ^{131}I были существенно ниже.

Одновременно с вымыванием из атмосферы сильные дожди могли смыть с поверхности травы часть радионуклидов на землю, способствуя тем самым более быстрому очищению кормовой базы от ряда радионуклидов. Кроме того, увлажнение почвы должно было привести к ускорению роста биомассы травы. Здесь следует отметить, что с 1 по 6 мая 1986 г. наблюдалось заметное похолодание, что в какой-то степени сыграло сдерживающую роль в росте травы и увеличении ее биомассы.

⁷ Последнее обстоятельство весьма существенно. Крайне важно по записям в хозяйственных книгах, хранящихся в администрациях сельсоветов, установить, особенно для лиц, проживающих в сельской местности, у которых обнаружен рак щитовидной железы, имелись ли в 1986 г. в их семье козы, и путем опроса взрослых членов семьи установить факт употребления пациентом козьего молока.

Вопросы загрязнения растительного покрова являются узловыми для понимания особенностей радиационной обстановки в том или ином регионе и становятся важнейшими при оценке неопределенностей как уровней загрязнения молока, так и доз на щитовидную железу. Поэтому необходимо сделать отступление и рассмотреть некоторые особенности формирования загрязнения растительного покрова, которым как в отечественной, так и зарубежной литературе уделялось недостаточное внимание.

4.3. Загрязнение растительного покрова

Экспериментальный материал по этому направлению исследований весьма разнороден и разнороден. Относительно начальной стадии загрязнения эмпирический материал, полученный при ликвидации тех или инцидентов, довольно скуден. Хотя исследовательские работы по модельным экспериментам и многочисленны, но из-за колоссального набора различных сценариев трудно подобрать материалы, описывающие одновременно выпадения таких элементов, как йод, цезий, рутений, стронций и церий, на разных стадиях развития того или иного растения. Здесь также большое значение приобретают погодные условия в момент формирования загрязнения, физические параметры примеси (например, размер аэрозолей) и физико-химические свойства элементов, находящихся в приземном слое воздуха.

Мы не ставим здесь задачу широкого обзора этой проблемы, однако некоторые экспериментальные результаты и пояснения необходимы, чтобы подкрепить те модельные предпочтения, которые в дальнейшем будут использованы для реконструкции.

С 13 мая по 7 июня 1986 г. в южной части Гомельской области работала комплексная экспедиция Института биофизики Министерства здравоохранения СССР. Можно с определенной осторожностью предполагать, что загрязнение территории ряда южных районов этой области было обусловлено радиоактивным облаком, впоследствии унесенным в сторону российских территорий, в частности Брянской, Орловской, Курской, Липецкой, Белгородской и Воронежской областей⁸. Для нашего исследования данный факт особенно важен, так как задает соотношения между радионуклидами в начальный период движения шлейфа. В условиях полного отсутствия сведений об источнике выброса информация о соотношении радионуклидов по пути следования радиоактивного облака приобретает определяющее значение.

Среди разнородной информации, характеризующей радиационную обстановку в Гомельской области, оказались и пробы растительности (травы, зеленых листовых овощей и листьев деревьев). Рассмотрим соотношение радионуклидов

⁸ В подавляющем числе источников эта версия движения радиоактивных шлейфов не подвергается сомнению.

^{131}I и ^{137}Cs в пробах травы ⁹. Анализ условий формирования радиационной обстановки в Гомельской области выходит за рамки настоящей работы, а ее подробные описания из других источников нам неизвестны, поэтому мы ограничимся только территориями, загрязненными менее 370 кБк/м^2 (10 Ки/км^2) по ^{137}Cs , для которых можно с большей долей уверенности полагать, что основные выпадения были «сухими» (табл. 15).

Таблица 15. Относительное загрязнение травы в Гомельской области ^{131}I и ^{137}Cs при сухих выпадениях (фрагмент ЦБOD)

Место отбора пробы	^{137}Cs , Ки/км ²	Дата отбора	Масса пробы, г	$^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ (на 26.04.86)	Примечание
Калинковичи	1,0	21.05.86	8,0	20,3	Пастбище
Димамерки	1,0	28.05.86	8,0	44,2	Пастбище
Шиичи	1,0	24.05.86	9,2	17,2	С пастбища Саталкиной
Хобное	2,0	28.05.86	10,0	18,3	С 1 м ²
Пасека	2,2	05.06.86	6,2	17,4	Трава (озимые)
Скородное	2,9	05.06.86	6,9	51,7	То же
Скородное	2,9	05.06.86	7,0	90,1	"
Катичев	3,0	05.06.86	6,5	35,7	"
Шкураты	7,0	24.05.86	7,2	61,7	Чуйко, пастбище
Дублин	7,3	24.05.86	12,0	19,9	Коваленко, пастбище
Среднее геометрическое				31,6	
Среднее арифметическое				37,7	

Отметим, что из данных табл. 15 коэффициент фракционирования $f_{^{131}\text{I},^{137}\text{Cs}}$ ¹⁰ для травы на слабозагрязненных по ^{137}Cs территориях может оцениваться как 2,7—3,2. При этом в выпадениях значение $f_{^{131}\text{I},^{137}\text{Cs}} \approx 1,44$, т. е. в два раза меньше. Чтобы яснее понимать, о чем здесь идет речь, придется сделать еще одно отступление.

⁹ Для удобства сравнения все результаты приведены на 26 апреля, хотя реальное загрязнение могло произойти и позднее.

¹⁰ Коэффициент фракционирования двух радионуклидов — отношение этих радионуклидов в образце (воздух, вода, почва и т. п.), деленное на их же отношение в источнике выброса:

$$f_{^{131}\text{I},^{137}\text{Cs}} = \frac{\left(\frac{^{131}\text{I}}{^{137}\text{Cs}} \right)_{\text{п}}}{\left(\frac{^{131}\text{I}}{^{137}\text{Cs}} \right)_{\text{б}}}$$

Поскольку в случае аварии на Чернобыльской АЭС соотношение радионуклидов в выбросе неизвестно, его заменяют соотношением этих элементов в топливе на момент аварии.

Систематизацией и анализом результатов спектрометрии образцов внешней среды занимался узкий круг специалистов Госгидромета, которые с 1989 г. начали печатать отдельные обобщенные материалы. Приведем несколько уже устоявшихся к настоящему времени цифр, которые позволят лучше ориентироваться в проблеме.

Количество накопившихся в реакторе радионуклидов к моменту аварии составляло [8]: ^{131}I — $3,1 \cdot 10^{18}$ Бк; ^{137}Cs — $2,6 \cdot 10^{17}$ Бк. Отношение $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs} = 11,8$.

Количество выброшенных в атмосферу радионуклидов (в пересчете на 26 апреля 1986 г.) [28]: ^{131}I — $1,7 \cdot 10^{18}$ Бк; ^{137}Cs — $0,85 \cdot 10^{17}$ Бк. Отношение $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs} \approx 20$.

Соотношение рассматриваемых радионуклидов в выпадениях для различных территорий по данным Госгидромета приведено в [27]:

- ближняя зона (до 100 км), север ≈ 17 ;
- ближняя зона (до 100 км), юг ≈ 30 ;
- ближняя зона (до 100 км), запад ≈ 15 .

Из табл. 15 остается неясным, за счет каких процессов получилось такое отношение ^{131}I к ^{137}Cs в растениях: то ли эти территории оказались на периферии следа ¹¹, то ли здесь сыграла роль избирательная способность растений по отношению к йоду, то ли имели место оба фактора или были какие-то другие, пока неизвестные нам причины. Чтобы почувствовать хотя бы тенденцию, рассмотрим соотношение между этими нуклидами на траве и на почве, отобранных с одних и тех же мест (табл. 16).

Таблица 16. Соотношение ^{131}I и ^{137}Cs в пробах почвы и растительности в 1986 г.

Место отбора пробы	Вид пробы	Дата отбора	Кто отобрал	Масса пробы, г	Дата измерения	$^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ на 26.04.86	Растение/почва на 26.04.86
Брагин	Листья ели	08.05.86	ИБФ	1,7	11.05.86	27,2	1,3 *
Брагин	6 листьев березы	08.05.86	ИБФ	0,7	11.05.86	29,3	1,4 *
Брагин	Трава	08.05.86	ИБФ	2,7	11.05.86	16,9	0,8 *
Брагин	Грунт	24.05.86	ИЯЭ	100,0	24.05.86	12,9	
Брагин	Грунт	24.05.86	ИЯЭ	100,0	25.05.86	14,4	
Брагин	Грунт	24.05.86	ИЯЭ	100,0	24.05.86	34,9	
Среднее значение						20,7	

¹¹ Из исследований, выполненных на радиоактивных следах после наземного ядерного взрыва, неоднократно отмечалось увеличение соотношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ по мере удаления от оси следа.

Табл. 16 (окончание)

Место отбора пробы	Вид пробы	Дата отбора	Кто отобрал	Масса пробы, г	Дата измерения	¹³¹ I/ ¹³⁷ Cs на 26.04.86	Растение/ почва на 26.04.86
Пирки	Трава (озимые)	05.06.86	ИБФ	5,8	05.06.86	7,9	1,6
Пирки	Грунт	05.06.86	ИБФ	22,1	05.06.86	4,9	
Пирки	Озимые	24.05.86	ИБФ	9,0	25.05.86	37,5	2,0
Пирки	Листья березы	24.05.86	ИБФ	8,0	25.05.86	74,9	4,0
Пирки	Дерн	24.05.86	ИБФ	12,0	25.05.86	18,8	
Дерновичи	Трава	20.05.86	ИБФ	4,0	21.05.86	16,7	1,5
Дерновичи	Грунт	01.05.86	ИБФ	21,0	05.05.86	10,9	
Козелужье	Листва	18.05.86	ИБФ	3,4	20.05.86	89,2	4,4
Козелужье	Почва	18.05.86	ИБФ	36,4	20.05.86	20,4	
Малые Автюхи	Листья ивы	18.05.86	ИБФ	4,6	19.05.86	32,8	1,7
Малые Автюхи	Дерн	24.05.86	ИБФ	11,3	25.05.86	19,4	
Василевичи	Листья осины	18.05.86	ИБФ	6,0	20.05.86	33,8	2,3
Василевичи	Листья сосны	18.05.86	ИБФ	5,6	20.05.86	59,6	4,0
Василевичи	Почва	18.05.86	ИБФ	32,9	19.05.86	15,0	
Комаринский поссеее	Трава	05.06.86	ИБФ	6,5	05.06.86	35,7	0,80
Комаринский поссеее	Листья сосны	08.05.86	ИБФ	2,0	11.05.86	37,7	0,84
Комаринский поссеее	Полынь	08.05.86	ИБФ	4,0	11.05.86	53,5	1,20
Комаринский поссеее	Листва	08.05.86	ИБФ	1,2	11.05.86	53,3	1,19
Комаринский поссеее	5 листьев вяза	08.05.86	ИБФ	2,0	11.05.86	91,1	2,04
Комаринский поссеее	Грунт	05.06.86	ИБФ	19,0	05.06.86	50,4	
Комаринский поссеее	Грунт	05.06.86	ИБФ	23,7	05.06.86	39,0	

* Для Брагина возможен смешанный тип выпадений, т. е. сухой и мокрый. Кроме того, для этого населенного пункта отмечается существенная неравномерность загрязнения по территории.

Из данных табл. 16 можно видеть, что существует тенденция к избирательности йода листовой поверхностью растения¹². Кроме того, листья деревьев обладают большей «активностью» в удержании йода, чем листья

¹² В этой таблице не учитывается то обстоятельство, что постоянная «погодного стряхивания» для йода выше, чем для изотопов цезия и при пересчете на дату загрязнения мы имели бы еще более выраженное обогащение растительности изотопами йода.

травянистых растений. Наконец, можно отметить, что в пределах ближнего следа также существует различие между близкими к оси радиоактивного следа и периферийными территориями. Так, для заведомо периферийного Комаринского поссовета Брагинского района, лежащего на границе 30-километровой зоны, наблюдается обогащение выпадений ^{131}I как на почве, так и на растительной поверхности. Подобные экспериментальные результаты лежат в русле наших представлений о поведении этого нуклида ¹³.

До сих пор мы акцентировали внимание на сухих выпадениях, стараясь исключать из анализа территории, где загрязнение сформировано в результате вымывания радионуклидов дождем, а также территории, где такое вымывание нельзя полностью исключить (т. е. не до конца исследованные). Теперь постараемся ответить на вопрос, как дождевые осадки могли влиять на загрязнение растительной поверхности. Здесь самым важным параметром будет доля удержанной растением активности. Подойдем к этой задаче традиционным для пирологии способом — с попытки найти ответ на вопрос, какова доля удерживаемой при дожде влаги.

Известно, что листья хвойных развиваются существенно медленнее, чем листья кормовых трав, поэтому их «память» существенно длиннее, и даже в измерениях, сделанных более чем через год, еще сохранены крупницы информации о моменте загрязнения. Поэтому из анализа загрязнения хвои в первые два года после аварии могут быть извлечены полезные данные.

К тому же наиболее изученным является задержание осадков хвоей ельников и сосняков. В зависимости от возраста и спелости древостоев, конечно, имеются вариации количества задерживаемых осадков, но нам важна скорее качественная картина и полезны общие ориентиры числовых значений. Такая информация представлена в табл. 17.

Таблица 17. Задержание осадков пологом спелых древостоев в зависимости от их количества

Вид древостоя	Количество осадков, мм									
	1	2	3	4	5	7	10	15	20	25 и более
Сосняки	0,4—0,5	0,6—0,9	0,9—1,1	1,0—1,4	1,2—1,6	1,5—2,0	1,6—2,3	1,8—2,9	2,0—3,1	2,1—3,2
Ельники	0,7—0,9	1,1—1,5	1,5—2,0	1,8—2,4	2,0—2,8	2,4—3,4	3,0—4,0	3,4—4,9	3,7—5,5	4,0—5,6
Березняки	0,4	0,6	0,8	1	1,3	1,6	2,2	2,7	3,0	3,1

Источник: [Софронов, Волокитина, 1990].

¹³ Следует все же заметить, что деление территорий на лежащие под осью радиоактивного облака и периферийные весьма условно и требует специального обоснования. Так, территория Комаринского поссовета по одной из рабочих гипотез лежала как раз на оси следа, но более позднего, чем рассматриваемый выше, и соответственно с другими соотношениями радионуклидов.

Таким образом, при слабом дожде, когда количество осадков составляет 1—2 мм, листовая поверхность удерживает 30—50% влаги. По мере увеличения количества выпавших осадков наблюдается почти линейный спад величины задержанной влаги, и при 20 мм она снижается до 10—15%.

Для лучшей ориентации в оценке возможного загрязнения растительности приведем еще ряд важных параметров, взятых из работы А. А. Молчанова [16]:

- для сосновых насаждений 30—40-летнего возраста масса хвои составляет примерно 0,5 кг абсолютно сухого веса/м² или примерно 3 кг сырого веса/м²;
- площадь поверхности хвои в сосновых насаждениях — около 7 м²/м².

Теперь обратимся к экспериментальным результатам по загрязнению хвои сосны ¹³⁷Cs. В табл. 18 приведена относительная загрязненность сосновой хвои из различных мест. В одних случаях основное загрязнение территорий было сформировано за счет сухих выпадений, в других — за счет дождя. Пробы отбирались автором в разное время и на различном удалении от места аварии (за исключением пробы в Сосновом Бору, отобранной службой местного радиационного мониторинга, руководитель в 1986 г. — И. И. Крышев). Хотя почти все пробы привязаны к ближайшему населенному пункту, отбирались они вне территории НП, на удалении не менее 500 м от него. Для измерения активности в пробах использовались стандартные и, главное, однотипные методики в соответствии с действующими методическими рекомендациями [10]. Содержание ¹³⁷Cs в пробах измерялось на полупроводником Ge(Li)-детекторе большого объема с точностью определения активности не хуже 5%. Плотность загрязнения поверхности земли определялась непосредственно в точке отбора проб растительности, при этом основное внимание уделялось выбору. Главное требование состояло в установлении ее репрезентативности точки исследования. Для этого проводилось обследование территории в районе точки отбора на расстояниях от сотни метров до 1 км. В дальнейшем проводились работы по уточнению загрязнения территории ¹³⁷Cs, которые подтвердили репрезентативность выбора исследовательских точек.

Из данных табл. 18 видно, что для сухих выпадений существенно выше доля задержанного листовой ¹³⁷Cs. Различие в удельном содержании ¹³⁷Cs в хвое, отобранной в 1986 и 1987 гг. (для сухих выпадений), объясняется прежде всего биологическими изменениями, происходящими в хвое. Процессы роста и старения листьев характеризуется уменьшением поглощения элемента с поверхности листа, шелушением, относительным уменьшением калия, который является не только химическим аналогом Cs, но и индикатором возраста хвои: так, в хвое возрастом до года процентное содержание калия составляет 0,56% на сухое вещество, в хвое возрастом более года — 0,28%, а в хвое третьего

года — 0,12% [20]. Процессы шелушения хвои сосны вместе с осажденными изотопами цезия наблюдали в зимний период на станции радиационного мониторинга в Зеленогорске (Ленинградская область) [4]. Поэтому нет ничего удивительного, что по истечении года концентрация цезия в хвое уменьшилась за счет описанного выше процесса и частичного смыва в первые два месяца после загрязнения.

Таблица 18. Удельное содержание ^{137}Cs в хвое сосны

Место отбора пробы	Дата отбора	Характеристика выпадений	Характеристика пробы	(Бк/кг сырого веса) / (кБк/м ²)	Среднее по группе	Примечание
Мелешковичи	12.07.86	Сухие		205	191	Удаление от Чернобыльской АЭС 30—60 км
Санюки	12.07.86	"	Хвоя одно-летняя и двухлетняя	124		
11 км от Наровли	22.05.86	"		207		
Комарин	08.05.86	"		287		
Вишенки	12.07.86	"		132		
Сосновый Бор	Май 86	Мокрые			61	61
Ворошилово	31.05.87	Сухие	Хвоя двух-летняя	43	52,5	Удаление от Чернобыльской АЭС 250 км
Хотимск	03.06.87	"		62		
Макаричи	29.05.87	Мокрые	Хвоя двухлетняя	18	15	Удаление от Чернобыльской АЭС 200—250 км
Малые Немки	23.05.87	"		12		
Самотевичи	20.05.87	"		16		
Макаричи	29.05.87	Мокрые	Хвоя однолетняя	18	22	
Малые Немки	23.05.87	"		20		
Самотевичи	20.05.87	"		29		
Макаричи	29.05.87	Мокрые	Свечки 1987 г.	4,6	4,3	Корневой путь
Малые Немки	23.05.87	"		3,9		

Таким образом, из анализа данных табл. 18 следует, что при мокрых выпадениях удельное загрязнение растительной поверхности (представителем которой выступают листья сосны) в три-четыре раза слабее, чем при сухих выпадениях. Этот вывод вполне удовлетворительно согласуется с данными по задержанию осадков и сообщениями о том, что начальное удельное загрязнение сосновых крон составляло 60—90% (имеются в виду территории, где наблюдалось сухое выпадение радиоактивных осадков) [23]. В самом деле, если предположить, что в результате сухих выпадений (например, в 1 кБк/м²) 60% активности задержалось хвоей сосновых насаж-

дений, то удельное содержание составит $600 \text{ Бк}/3 \text{ кг} = 200 \text{ Бк}/\text{кг}$, что прекрасно совпадает с данными табл. 18.

Подведем некоторые предварительные итоги. Загрязнение растительности характеризуется существенными различиями в зависимости от условий формирования (сухие или мокрые выпадения¹⁴). Существует различие в доле задержанной активности: так при сильном дожде (около 15 мм) листва удерживает в три-четыре раза меньше, чем в случае сухого осаджения. Для сухих выпадений необходим учет избирательности растительной ткани по отношению к ^{131}I (или к тем носителям, на которых шло перемещение этого нуклида), а также местоположения относительно следа облака. Для мокрых выпадений важно знать количество влажных осадков. При этом растительный покров лучше удерживает изотопы цезия, чем йода.

Большинство отмеченных выше положений качественно учтено в ряде полуэмпирических моделей, разработанных для прогноза радиационной ситуации в случае возможного загрязнения внешней среды.

Предпочтения к выбору таких моделей у разных авторов могут быть самые различные, но вызывает удивление тот факт, что российские авторы вообще долгое время не обращали на эти модели сколько-нибудь заметного внимания.

Если использовать значения коэффициентов, предложенных авторами¹⁵ модели ECOSYS-87 [34] для оценки задержания радионуклидов листовой поверхностью в случае сухих выпадений, получим применительно к нашей ситуации (имеется в виду конкретная биомасса травы и хвои в Белгородской области в момент выпадения) результаты, приведенные в табл. 19. Для травы мы имеем лучшее удержание йода по сравнению с типичными аэрозолями (т. е. в том числе и с изотопами цезия), и коэффициент различия для сравнительно молодой травы равен 1,3 (заметим, что чем моложе трава, тем сильнее различия: так, в Брянске коэффициент различия равен 1,5).

Таблица 19. Количество задержанной радиоактивности травой и хвоей соснового леса для различных форм существования радионуклида по модели ECOSYS-87, %

Форма существования	Трава	Сосновый лес
Аэрозоли 0,1—1 мкм	38	80
Элементарный йод	51	87

В случае мокрых выпадений сошлемся опять на интегрированный опыт ряда исследований [34]. Важной частью модели ECOSYS-87 является эмпи-

¹⁴ Следует заметить, что в реальных ситуациях имеют место как сухие, так и мокрые выпадения в одной точке.

¹⁵ На основе анализа многочисленных исследований, выполненных в целом ряде стран, и собственных результатов при изучении последствий аварии на Чернобыльской АЭС в южной части Германии.

рическая формула, по которой определяется доля задержанной активности на поверхности растения различных радионуклидов в случае мокрых выпадений:

$$f_{w,j} = \frac{LAI_j S_j}{R} \left[1 - \exp\left(-\frac{\ln 2}{3S_j} R\right) \right], \quad (1)$$

где LAI_j — индекс листовой поверхности для j -го растения, m^2/m^2 ; S_j — коэффициент удержания воды для j -го растения, мм; R — количество осадков за событие, мм.

Значения коэффициента S_j экспериментально определены для изотопов йода, цезия, стронция и бария [24; 25; 26; 32; 36], для других изотопов в модели предполагается поведение, сходное с цезием (табл. 20).

Таблица 20. Значения коэффициента удержания воды S_j листовой поверхностью разных растений

Вид растений	I	Cs, Zr, Ru, Te, Ce	Sr, Ba
Трава, зерновые культуры, кукуруза	0,10	0,2	0,4
Другие растения	0,15	0,3	0,6

По существу для изотопов йода уже при дожде в 1 мм и более, для изотопов цезия при дожде в 2 мм и более и для изотопов стронция при дожде в 4 мм и более наблюдается обратно пропорциональная зависимость коэффициента удержания воды от количества выпавших осадков (см. выше данные по задержанию влаги, где примерно такая же картина). Для изотопов цезия при дожде до 2 мм по этой модели задержание поверхностью листьев при биомассе 0,1 кг сухого веса составляет 6—15 % суммарного выпадения, т. е. практически не отличается от сухого осаждения (8—18%).

Особо отметим то обстоятельство, что при мокрых выпадениях задержание изотопов йода растительностью меньше, чем изотопов цезия, — примерно в полтора раза при слабых осадках и в два раза при сильных. При сухих выпадениях, как показано выше, наблюдается обратная картина, т. е. йод удерживается в 1,5—2 раза лучше, чем цезий.

5. Реконструкция выпадений

Рассмотрим, к каким следствиям ведут сделанные нами замечания относительно различного поведения изотопов йода и цезия при сухих и мокрых выпадениях. Нам предстоит сделать некоторые предположения, необходимость которых, возможно, и являлась главным препятствием, отвращавшим отечественных ученых от использования методов имитационного мо-

делирования в оценке радиационных параметров. Важнейшим преимуществом такого пути является прозрачность физической картины, которую мы восстанавливаем. Конечно, при этом нужно следить, чтобы сделанные предположения на всем протяжении исследования оставались реалистичными и опирались на твердые обоснования.

Для определенности будем полагать, что концентрация аэрозольного ^{131}I в приземном воздухе составляла $2,5 \text{ Бк/м}^3$ (средняя за шесть суток в Нововоронеже — 2 Бк/м^3 , см. табл. 8), а концентрация аэрозольного ^{137}Cs в приземном воздухе составляла 1 Бк/м^3 (средняя за шесть суток в Нововоронеже — $1,2 \text{ Бк/м}^3$, см. табл. 8). Предположим также, что концентрация молекулярного ^{131}I в приземном воздухе также составляла $2,5 \text{ Бк/м}^3$. Вклад газовой фракции йода в суммарное загрязнение воздушного бассейна на уровне 50% не выглядит чем-то особенным. Исследования, выполненные в Германии [39] и Швеции [30], оценивают такой вклад на уровне 60—80%.

В этом случае можно воспользоваться для оценки плотности выпадения отдельных радионуклидов коэффициентами из модели ECOSYS-87 (табл. 21).

Таблица 21. Значения $V_{gi, \max}$, использованные в модели ECOSYS-87, см/с

Тип поверхности	Аэрозоли 0,1—1 мкм	Элементарный йод	Органические формы йода
Почва	0,5	3	0,05
Трава	1,5	15	0,15
Деревья	5,0	50	0,50
Другие растения	2,0	20	0,20

За сутки на поверхность почвы тогда должно было выпасть $7,5 \text{ кБк/м}^2$ ^{131}I и чуть более $0,4 \text{ кБк/м}^2$ ^{137}Cs . При этом соотношение $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs} \cong 17,5$. По соотношению рассматриваемых радионуклидов имеется полное совпадение с ситуацией в Нововоронеже, а абсолютные значения довольно близки к тем, что были зарегистрированы в Харькове. Для точного совпадения достаточно предположить, что среднее суточные значения концентрации радионуклидов были в 1,65 раз выше (см. табл. 5). Таким образом, для Харькова мы можем оценить среднюю суточную концентрацию ^{131}I в приземном воздухе с 8 утра 30 апреля до 8 утра 1 мая на уровне 4 Бк/м^3 . Это первый принципиально новый важный результат, полученный нами, исходя из собранных экспериментальных фактов. Его неопределенность связана прежде всего с тем, что плотность выпадения на планшет была определена расчетным путем (см. табл. 5), а также с неопределенностями в «скоростях осаждения» (см. табл. 21). Важно также подчеркнуть, что еще во времена изучения последствий ядерных испытаний была отмечена чет-

ко прослеживаемая зависимость величины выпадений ^{131}I от подстилающей поверхности. Аккумулированный опыт многочисленных исследований на эту тему нашел отражение в «Рекомендациях по ведению сельского хозяйства при радиоактивном загрязнении внешней среды» [18] (табл. 22). Из этих данных видно, что относительное загрязнение бумаги самое низкое, причем различие между травяным покровом и бумагой может достигать 2—10 раз.

Таблица 22. Величины скорости осаждения V_g продуктов деления, см/с

Нуклид	Подстилающая поверхность	V_g
^{131}I	Травяной луг	0,25—4,00
	Скошенная трава	0,59
	Польнь	0,52
	Сухая почва	0,33
	Бумага	0,20

В Нововоронеже абсолютные значения недотягивают почти на порядок. Надо вспомнить, что по свидетельству местных жителей 2 мая в городе прошел сильный ливень, а по данным Воронежской метеостанции такой дождь имел место 3 мая. Поэтому рассмотрим следующий сценарий формирования загрязнения в этой точке.

Поскольку до Нововоронежа путь радионуклидов был существенно длиннее, чем до Харькова, разумно предположить, что основная доля радионуклидов присутствовала в приземном воздухе двое суток (в Харькове — сутки)¹⁶. Средние концентрации аэрозольного и молекулярного ^{131}I в приземном воздухе в течение 1 и 2 мая были равны и составляли 7,5 Бк/м³. В конце дня 2 мая прошел сильный дождь продолжительностью около часа, а общее количество выпавших осадков составило около 15 мм. В табл. 23 приведен расчет сухих и мокрых выпадений на почву в районе Нововоронежа.

При расчете «мокрых» выпадений был использован коэффициент вымывания аэрозолей из приземного слоя воздуха при ливне: $\Lambda = 2,8 \cdot 10^{-5} \text{ ч} \cdot \text{мм}^{-1} \text{ с}^{-1}$ (это значение используется в компьютерном коде НОСТРАДАМУС, который прошел процедуру лицензирования и используется в ИБРАЭ в качестве основного инструментария для оценки переноса примесей в воздушной среде). При интенсивности дождя 20 мм/ч и его продолжительности примерно 40 мин кон-

¹⁶ В первые два дня (исключая первый час) радиоактивные выбросы от Чернобыльской АЭС распространялись преимущественно в северо-западном и северном направлениях, образуя как бы полураскрытый веер. Когда мощный западный ветер начал перемещать приземные воздушные массы на восток, протяженность загрязнения этих воздушных масс радионуклидами заметно снижалась с севера (широта Минска) на юг (широта Харькова).

центрация аэрозолей в приземном слое воздуха (мощность которого оценивается в 800 м) упадет примерно втрое.

Таблица 23. Расчет сухих и мокрых выпадений на почву ^{131}I и ^{137}Cs для условий Нововоронежа на 3 мая 1986 г.

Тип выпадений	Концентрация в воздухе, Бк/м ³	V_{gr} , м/с	Продолжительность выпадений, с	Выпадения, Бк/м ²
Сухие выпадения:				
аэрозоли йода	7,5	0,005	172 800	6 500
молекулярный йод	7,5	0,030	172 800	39 000
<i>Сумма</i>				<i>45 500</i>
аэрозоли цезия	3,0	0,005	172 800	2 600
Мокрые выпадения:				
аэрозоли йода	7,5		2 400	4 000
другие формы йода	7,5			500
<i>Сумма</i>				<i>4 500</i>
аэрозоли цезия	3		2 400	1 600
Сухие плюс мокрые выпадения:				
йод				50 000
цезий				4 200

Полученные результаты в 2,5 раза ниже реально наблюдаемых как для ^{131}I , так и для ^{137}Cs (см. табл. 9). Различие в общем небольшое, причем одинаковое для обоих изотопов. Почти совпадает и соотношение между нуклидами. Но полученная оценка выпадений ^{137}Cs на почву на порядок уступает наблюдаемым максимальным значениям интегральных выпадений в этом районе. Возможно, это происходит из-за неточной оценки пиковой концентрации радионуклидов во время дождя, которая могла быть и более высокой по сравнению со средней за двое суток. К тому же протяженность радиоактивного шлейфа могла быть еще более значительной. В целом можно сказать, что мы где-то рядом с истиной и в то же время еще не подошли к ней.

5.1. Радиоактивное загрязнение травяного покрова на территориях с преимущественно «сухим» выпадением

Травяной покров — основной поставщик радиоактивного йода в организм коров и далее в молоко. Плотность пастбищной травы на момент загрязнения (1 мая 1986 г.) составляла примерно 0,045 (кг сухого веса)/м², или

0,23 (кг сырого веса)/м² ¹⁷. Для сравнения: в Брянской области, где активный рост пастбищной травы начался примерно на 10 дней позже, плотность пастбищной травы на 1 мая 1986 г. составляла примерно 0,14 (кг сырого веса)/м², т. е. была примерно в два раза ниже.

Площадь листовой поверхности для условий, сложившихся в 1986 г. в Белгородской и Брянской областях оценим по соотношению

$$LAI_g = LAI_{g,max} (1 - e^{-\alpha B(0)}), \quad (2)$$

где $LAI_{g,max}$ индекс листовой поверхности для травы, равный 7 м²/м²; α — нормировочный коэффициент, равный 1 м²/кг; $B(0)$ — биомасса травы на момент осадения, кг/м².

Простые вычисления дают для Брянской области $LAI_g = 0,9$ м²/м², а для Белгородской и Воронежской — $LAI_g = 1,45$ м²/м².

Это дает возможность скорректировать скорости осадения для аэрозолей и молекулярного йода в Белгородской области по соотношению

$$v_{gi} = v_{gi,max} \frac{LAI_g}{LAI_{g,max}}, \quad (3)$$

которые получатся равными соответственно 0,31 и 3,1 см/с.

Тогда для северной части Белгородской области и западной части Воронежской области оценка сухих выпадений на пастбищную траву составит для ¹³¹I примерно 44 кБк/м², а для ¹³⁷Cs — примерно 1,6 кБк/м². Эти величины для последующих расчетов загрязнения молока логично было бы разбить на суточные интервалы:

- 1 мая уровни загрязнения пастбищной травы ¹³¹I могли составить примерно 24 кБк/м²;
- 2 мая уровни загрязнения пастбищной травы ¹³¹I могли составить примерно 44 кБк/м².

Оценка на 2 мая является максимальным уровнем загрязнения травы. В последующие дни существенных выпадений не происходило, а за счет распада ¹³¹I, смывания осадками и роста биомассы травы (названы лишь основные процессы, приводящие к уменьшению уровней загрязнения) происходило заметное снижение удельной концентрации радионуклидов (прежде всего ¹³¹I) в зеленой массе.

¹⁷ Наша модель «Переплут», предполагающая на начальном этапе продолжительностью шесть недель удвоение биомассы травы каждые две недели.

С учетом загрязнения травяного покрова интегральная плотность выпадений возросла по йоду почти в два раза, а по изотопам цезия только на 30%. Полное количество выпавшего на 1 м^2 поверхности земли ^{131}I приблизилось к 100 кБк/м^2 . Такая величина уже хорошо согласуется с данными по планшетной съемке в окрестностях Нововоронежа, но все же остается в несколько раз меньше по ^{137}Cs . Нелишне вспомнить, что часть выпавшей на планшеты (площадью $0,36 \text{ м}^2$) активности была при сборе фильтровальной бумаги вылита вместе с примерно 11 л воды на землю¹⁸, и в пакет для последующего анализа была положена только выжатая бумага. Оценки возможного содержания радионуклидов в воде, к сожалению, не проводились. Последнее обстоятельство увеличивает неопределенность всех последующих оценок.

Важным моментом стал первый сильный дождь после формирования максимального загрязнения. В одном случае для большей части Белгородской области дождь не содержал существенных количеств радиоактивных веществ, но мог смыть с растений уже выпавшие радионуклиды как физически вместе с аэрозолями, так и за счет растворения какой-то их части и последующего стока. Максимальная величина смыва вряд ли превысила 50%. Исследователи миграции радионуклидов с различных поверхностей хорошо знают, что радионуклиды, задержавшиеся на поверхности, например, строительных материалов, не так-то просто потом смыть даже специальными растворами. На живой ткани листьев процессы удержания радионуклидов еще более выражены, поэтому сделанное предположение в значительной степени консервативно. На наш взгляд, смыв рассматриваемых радионуклидов составит менее 50%. Таким образом можно оценить уровень загрязнения пастбищной травы на 3 мая:

- уровни загрязнения пастбищной травы ^{131}I могли находиться в пределах $20—25 \text{ кБк/м}^2$;
- уровни загрязнения пастбищной травы ^{137}Cs могли составлять примерно 1 кБк/м^2 .

В дальнейшем происходила очистка травы за счет распада ^{131}I , роста травы и погодного фактора, оцениваемого постоянными очищения, значения которых в течение первого месяца после выпадений в нашей модели составляют: $\lambda_{\text{wiod}} = 7 \cdot 10^{-2} \text{ сут}^{-1}$ для изотопов йода и $\lambda_{\text{wi}} = 4 \cdot 10^{-2} \text{ сут}^{-1}$ для всех остальных элементов. Такие же величины этого коэффициента используются в известной модели PATHWAY [38].

Обращаем внимание, что в рассматриваемом сценарии отношение $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs} \approx 28$ в момент максимального загрязнения травяного покрова.

¹⁸ Растворимость цезия в воде выше, чем йода, что могло привести к несколько большим потерям именно по цезию (замечание А. Булгакова).

Это будет важно впоследствии при оценке возможных уровней загрязнения молока. Здесь же еще раз подчеркнем «избирательность» растений по отношению к йоду.

5.2. Радиоактивное загрязнение травяного покрова на территориях с сухим и мокрым выпадением радиоактивных веществ

Поскольку для восточных и северо-восточных районов Белгородской области и западных районов Воронежской области выпадение дождей по нашему сценарию приходится на конец прохождения радиоактивного шлейфа над рассматриваемыми территориями, то вначале, как и в предыдущем случае, имело место сухое выпадение, которое обусловило загрязнение травяного покрова примерно в тех же размерах, что и вышеприведенные. Нетрудно показать (2), что при дожде примерно в 15 мм/ч на поверхности растения задержится около 1% ^{131}I и около 2% ^{137}Cs от тех количеств, которые вымоются дождем из радиоактивного шлейфа. Такие количества осадков принципиально не изменят уровней загрязнения растительности, сформированных до дождя, а только смоют часть задержанных радионуклидов.

Таким образом, в данном случае загрязнение травы уже к концу второго дня достигнет уровней, которые выше были определены для конца третьего дня.

5.3. Некоторые общие рассуждения по поводу загрязнения травяного покрова

Хотя приведенные расчеты могут показаться замысловатыми и даже сложными, их физический смысл весьма прост. Для Белгородской и в еще большей степени для Воронежской области главное с точки зрения оценки уровней загрязнения травяного покрова было сухое осаждение радиоактивных веществ. Последующий дождь не только не добавил, а скорее смыл часть (видимо, не очень большую) радионуклидов с поверхности травы. При сухом осаждении определяющую роль играло соотношение химических форм йода в приземном слое воздуха, и в первую очередь доля молекулярного йода. Количество йода в молекулярной форме во многом и определяло возможные уровни загрязнения.

К сожалению, до настоящего времени отсутствует идентификация чернобыльских выбросов во внешнюю среду. По сложившимся представлениям загрязнение территорий Литовской ССР и Швеции можно отнести к единому массиву воздушных масс и близким по физико-химическим параметрам радиоактивных примесей. В противоположность этому считается, что загрязнение российских территорий происходило не только за счет переноса

са других воздушных масс (это никем не оспаривается), но и другим составом примесей, с другими, только им присущими физико-химическими свойствами.

Данных о прямых измерениях этой формы йода при аварии на Чернобыльской АЭС в СССР крайне мало. Единственным опубликованным примером могут служить результаты, полученные сотрудниками Института физики Литовской академии наук (табл. 24). Как видно из этих данных, доля аэрозольного йода не превышала 50% и в среднем составляла 35%, а средняя доля молекулярного йода была на уровне 10—15%. Напомним, что для молекулярного йода скорость сухого осаждения на растительную поверхность на порядок выше (см. табл. 21).

Таблица 24. Объемная активность ^{131}I в аэрозольной и газовой фракциях в пробах воздуха в районе Вильнюса

Дата отбора	Активность ^{131}I по фракциям, Бк/м ³				Соотношение между фракциями, %			
	А	М	ЙМ	Сумма	А	М	ЙМ	Сумма
29—30.04	13,00	12,50	29,70	55,20	24	22	54	100
01.05	2,00	1,00	2,50	5,50	36	8	56	100
05.05	0,37	0,14	0,53	1,04	35	13	52	100
06.05	0,31	0,12	0,55	0,98	32	12	56	100
07.05	0,29	0,04	0,25	0,58	50	7	43	100
08.05	10,00	5,90	15,20	31,10	32	19	49	100
09.05	1,90	0,70	2,60	5,20	37	13	50	100
10.05	0,42	0,08	0,70	1,20	35	7	58	100

Примечание. А — аэрозольная фракция; М — молекулярный йод; ЙМ — йодистые метилы и другие летучие соединения йода.

Источник: [22].

Сообщения зарубежных источников также дают основания считать, что доля молекулярного йода могла быть значительной. Для примера приведем данные из работы шведских исследователей [30] (табл. 25).

Таблица 25. Относительное содержание различных форм йода в приземном слое воздуха в Швеции

Дата	Доля аэрозолей ^{131}I	Доля летучих форм ^{131}I
30.04—01.05	0,25	0,75
01.05—02.05	0,18	0,82
05.05—07.05	0,40	0,60
07.05—12.05	0,40	0,60

Похожие результаты были получены и в ряде других стран, например в Германии [39]. Наши рассуждения по поводу данных, полученных службой мониторинга Нововоронежской АЭС, косвенно подтверждают, что и на вос-

ток от Чернобыльской АЭС (т. е. для другого радиоактивного следа) правомочно рассматривать наличие в приземном воздухе значительного количества молекулярных форм йода. Признание этого важного факта существенным образом сказывается на оценках уровней загрязнения растительности ^{131}I .

Другим существенным фактором является влияние погодных условий на формирование радиоактивного загрязнения растительной поверхности. И здесь йод и цезий ведут себя по-разному.

Признание этих двух обстоятельств приводит к следующему логическому выводу. Между загрязнением почвы ^{137}Cs и уровнями загрязнения растительности ^{131}I существует нелинейная связь. Следовательно, количественное описание в загрязнении растительного покрова изотопами ^{131}I и ^{137}Cs не может сводиться к линейному коэффициенту. Вместе с тем нет принципиальных трудностей для установления характера связи между выпадениями ^{137}Cs на почву и уровнями загрязнения растительности ^{131}I для отдельных территорий.

Говоря о реконструкции картины в масштабах страны или ее европейской части необходимо проводить предварительное районирование территорий, учитывающее две отмеченные особенности. Вторым важным условием восстановления такой общей картины является временная и пространственная связанность между отдельными соседними регионами. Иными словами, установленные закономерности должны подтверждаться на различных территориях, а обнаруженные различия объясняться особенностями формирования радиационной обстановки. Однако сами эти особенности должны вытекать прежде всего из характера изменений происходящих в радиоактивном шлейфе.

6. Оценка уровней загрязнения молока в Белгородской области

В предыдущем разделе рассматривалось загрязнение пастбищной травы двумя основными радиоактивными веществами. Как бы в виде итога предыдущего раздела на **рис. 9** представлена реконструкция уровней загрязнения травы ^{131}I и ^{137}Cs с учетом прироста биомассы, радиоактивного распада и погодных факторов, рассчитанная с помощью программного кода «Переплут» (рабочая версия) для средней плотности загрязнения территории Белгородской области (30 КБк/м²).

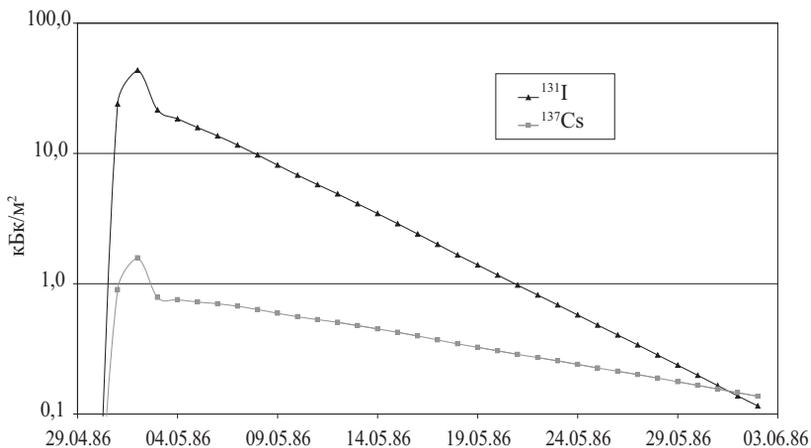


Рис. 9. Динамика среднего загрязнения пастбищной травы ^{131}I и ^{137}Cs в Белгородской области

Уже с начала мая пастбищная трава начинает играть заметную роль в рационе молочного стада. На первых порах, т. е. с начала выпаса, потребление свежих кормов еще сравнительно невелико (к сожалению, здесь приходится иметь дело больше с качественными оценками), но по мере роста травы происходит постепенное вытеснение других кормов свежим зеленым кормом. Можно полагать, что при суточном потреблении кормов на уровне 10 кормовых единиц коровы из молочного стада в первые дни мая съедали в среднем по 10 кг свежего корма (2,5 кормовой единицы), а к концу месяца по 30 кг (7 кормовых единиц). Исходя из этого предположения, можно оценить посуточное поступление ^{131}I в организм молочной коровы.

В публикации 1977 г. предложена модель, учитывающая изменение во времени концентрации радионуклида в молоке в результате одноразового поступления с кормом [35]. В этой модели коэффициент динамического перехода в продукт (молоко) представлен в виде

$$Ft_{i,ml,an} = \sum_j \alpha_{ij,ml} 2^{-t/T_{ij,ml}}, \quad (4)$$

где $Ft_{i,ml,an}$ — динамический коэффициент перехода i -го нуклида в молоко; $\alpha_{ij,ml}$ — доля активности, которая переходит в молоко; $T_{ij,ml}$ — эффективный период выведения; j — индекс метаболической стадии.

Для различных элементов рассматривают различное число стадий, что в какой-то мере отражает как собственно характер метаболизма, так и степень его изученности. Значения коэффициентов α_{ij} и T_{ij} приведены в табл. 26.

Таблица 26. Коэффициенты динамического перехода в коровье молоко для некоторых элементов, используемые в коде «Переплут»

Химический элемент	$\alpha_1, \text{сут}^{-1}$	$T_1, \text{сут}$	$\alpha_2, \text{сут}^{-1}$	$T_2, \text{сут}$	$\alpha_3, \text{сут}^{-1}$	$T_3, \text{сут}$
Йод	9,0E-03	1	2,0E-03	7,9		
Цезий	8,0E-03	1	6,0E-04	4,6	4,0E-05	36
Стронций	4,0E-03	2	1,0E-04	16,5		

К моделированию по этому принципу (4) обращаются многие специалисты. Большинство зарубежных кодов использует подобный алгоритм (см. библиографию в работе [29]), а также результаты многочисленных исследований, проведенных после чернобыльской аварии. Этот принцип использован и в нашем коде. Проинтегрировав выражение (4) по времени получим концентрацию рассматриваемого радионуклида в молоке в зависимости от времени:

$$C_{ml}(t) = \int_0^{t_1} A_{an,ik}(t) \sum_j \alpha_j 2^{-(t_1-t)/T_j} dt, \quad (5)$$

где $C_{ml}(t)$ — концентрация радионуклида в молоке на время t_1 ; t_1 — время, прошедшее с начала потребления загрязненных кормов; $A_{an,ik}(t)$ — расчетная величина суточного поступления радионуклида.

Расчет по формуле (5) обычно производят численными методами, а в качестве элементарного временного интервала используют одни сутки. Из-за сравнительно быстрого выведения радионуклидов из организма животного интервал интегрирования по времени в большинстве практических расчетов может быть ограничен несколькими сутками без потерь в точности результата. В нашем коде этот интервал для ^{131}I равен шести суткам.

Результаты расчеты концентрации ^{131}I в молоке Белгородской области представлены на **рис. 10**. Максимальных значений концентрация ^{131}I в молоке достигла уже 2 мая, она могла составлять около 16 кБк/л. В течение последующих пяти-семи дней спад уровней загрязнения был сравнительно невелик, и только затем начинается падение по экспоненте с периодом, близким к четырем суткам.¹⁹

Полезно сравнить расчетные значения с реально измеренными результатами. Мы пока располагаем только данными архива Минздрава России, которые довольно схематичны и неполны. Для сравнения расчетной динамики концентрации ^{131}I в молоке с реальными измерениями Белгородской областной СЭС (см. табл. 13) необходимо также рассчитать уровни содержания двух изотопов цезия. Расчет производится так же, как и для йодом. Получив расчетные значения всех радионуклидов C_{ml} в молоке, можно перейти к расчетному зна-

¹⁹ Заметим, что в действующей методике этот период несколько больше, т. е. спад концентрации ^{131}I в молоке чуть меньше.

чению суммарной бета-активности Q_{Σ} , фиксируемой установкой ДП-100 по соотношению

$$Q_{\Sigma} = 0,481 \sum_i k_i C_{ml,i}. \quad (6)$$

Коэффициенты для перехода k_i для ^{131}I , ^{137}Cs и ^{134}Cs равны соответственно 1,3, 0,646 и 0,848, а 0,481 — нормировочный коэффициент [13].

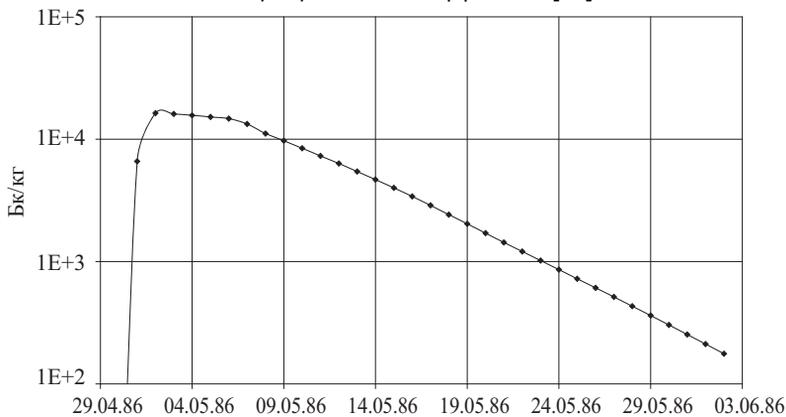


Рис. 10. Расчетная динамика концентрации ^{131}I в молоке для западной и центральной части Белгородской области

Результаты расчетов, а также их сравнение с реальными измерениями на установке ДП-100 представлены на **рис. 11** и в табл. 27.

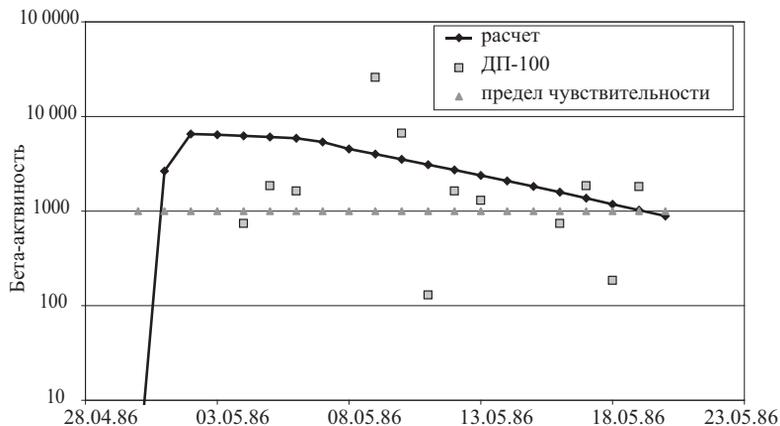


Рис. 11. Сравнение расчетных и измеренных на установке ДП-100 значений суммарной бета-активности молока

Таблица 27. Сравнение расчетных и измеренных данных по уровням загрязнения молока в Белгородской области

Дата	Расчетная суммарная бета-активность, Бк/л	Измеренная на установке ДП-100 суммарная бета-активность, Бк/л
04.05.86	6248	740
05.05.86	6069	1 850
06.05.86	5898	1 628
07.05.86	5373	
08.05.86	4540	
09.05.86	4010	25 900
10.05.86	3520	6 660
11.05.86	3093	130
12.05.86	2723	1 628
13.05.86	2383	1 295
14.05.86	2085	
15.05.86	1820	
16.05.86	1584	740
17.05.86	1372	1 850
18.05.86	1181	185
19.05.86	1022	1 813

Примечание. Серым фоном отмечены измеренные результаты, которые ниже предела чувствительности установки.

Измеренные результаты частично ниже расчетных, по крайней мере в первые дни, что требует поиска возможных причин. Особенно важно разобраться с происхождением максимальной величины реального загрязнения молока, отмеченной 9 мая²⁰. Анализом всей совокупности имеющихся расхождений и совпадений мы займемся в последней части работы, а сейчас остановимся на процедуре оценке доз на щитовидную железу.

Интеграл концентрации йода в молоке легко оценить, имея посуточную динамику. Его значение в среднем по рассматриваемой области равно примерно $190 \text{ кБк}\cdot\text{сут}\cdot\text{л}^{-1}$. Это заметная величина, если сравнивать ее с реконструированными значениями по другим территориям. В то же время в Брянской области встречалось молоко с концентрацией ^{131}I около $400 \text{ кБк}\cdot\text{л}^{-1}$. В Белгородской области максимальная концентрация ^{131}I находилась в районе $20 \text{ кБк}\cdot\text{л}^{-1}$. Верифицировать интеграл концентрации йода в молоке в настоящее время возможно, достаточно полно изучив закономерности возникновения патологий щитовидной железы. Однако прежде нам предстоит перейти от интеграла кон-

²⁰ На имеющемся у нас подлиннике сводной ведомости по радиационной обстановке Белгородской области в клетке «Молоко» за 9 мая стоят два значения: $0,7\cdot 10^{-6}$ и $7\cdot 10^{-7}$, что, на наш взгляд, исключает простую опisku.

центрации к дозовым нагрузкам на щитовидную железу для различных возрастных групп и для всего населения Белгородской области.

7. Реконструкция дозы на щитовидную железу

7.1. Оценка средних индивидуальных доз на ЩЖ

При оценке доз на щитовидную железу будем пользоваться рекомендациями последних методических указаний [19]. Фактически потребуются всего два вида данных: среднесуточное потребление молока различными группами населения и дозовые коэффициенты, которые, как известно, в значительной степени зависят от возраста. Дозовые коэффициенты в методических указаниях взяты из Публикации МКРЗ № 67 [33].

Ожидаемую индивидуальную поглощенную дозу в щитовидной железе $D_{in}(u)$ лица в возрасте u вычисляют по соотношению

$$D_{in}(u) = I_g d_g(u). \quad (7)$$

В выражении (7) опущена ингаляционная составляющая, которая в соответствии с методическими указаниями не должна превышать 0,36 суточного поступления йода с молоком, т. е. составит менее 4% перорального поступления (поскольку мы предполагаем, что основное радиоактивное облако было над областью около двух суток). В табл. 28 приведены результаты расчета средних индивидуальных доз для различных возрастных групп населения Белгородской области, полученных за счет потребления молока и молочных продуктов.

Таблица 28. Оценка средних индивидуальных доз на щитовидную железу для различных возрастных групп населения Белгородской области

Возрастная группа (число лет)	Суточное потребление молока, л/сут		Дозовый коэффициент, Гр/Бк	Средняя доза на щитовидную железу, Гр	
	Город	Село		Город	Село
0	0,35	0,35	3,70E-06	0,24	0,24
1	0,40	0,50	3,60E-06	0,27	0,34
2	0,40	0,50	3,22E-06	0,24	0,30
3	0,25	0,50	2,85E-06	0,13	0,27
4	0,25	0,50	2,47E-06	0,12	0,23
5	0,25	0,50	2,10E-06	0,10	0,20
6	0,25	0,50	1,88E-06	0,09	0,18
7	0,25	0,50	1,66E-06	0,08	0,16

Табл. 28(окончание)

Возрастная группа (число лет)	Суточное потребление молока, л/сут		Дозовый коэффициент, Гр/Бк	Средняя доза на щитовидную железу, Гр	
	Город	Село		Город	Село
8	0,30	0,45	1,44E-06	0,08	0,12
9	0,30	0,45	1,22E-06	0,07	0,10
10	0,30	0,45	1,00E-06	0,06	0,09
11	0,30	0,45	9,30E-07	0,05	0,08
12	0,30	0,45	8,70E-07	0,05	0,07
13	0,25	0,40	8,10E-07	0,04	0,06
14	0,25	0,40	7,40E-07	0,03	0,06
15	0,25	0,40	6,80E-07	0,03	0,05
16	0,25	0,40	5,90E-07	0,03	0,04
17	0,25	0,40	5,10E-07	0,02	0,04
Более 17	0,25	0,70	4,30E-07	0,02	0,06

Для нормальных²¹ детей в возрасте до трех лет средняя индивидуальная доза на щитовидную железу могла составлять в Белгородской области около 0,3 Гр. Для взрослого населения в связи с особенностями местного рациона различия между сельским и городским населением могли достигать трех раз, а средние дозы на щитовидную железу составляли 20 и 60 мГр соответственно для городского и сельского жителя.

7.2. Оценка коллективной дозы на щитовидную железу

Для расчета коллективной дозы $D_{\text{кол}}$ необходимы средняя индивидуальная доза на щитовидную железу и реальная численность возрастных групп N_u в 1986 г. для городского и сельского населения. Расчет производится по соотношению

$$D_{\text{кол}} = D_{\text{th}}(u)N_u. \quad (8)$$

Численность населения Белгородской области в 1986 г., половозрастной состав и деление на городское и сельское население запрашивались в свое время из областного комитета статистики. После систематизации данных и разработки соответствующих форматов они вошли в ЦБОД ИБРАЭ. Разбивку на возрастные группы целесообразно проводить в соответствии с имеющимися дозовыми коэффициентами, рекомендованными Публикацией МКРЗ № 67.

В табл. 29 приведены результаты расчета коллективной дозы на щитовидную железу от потребления загрязненного ¹³¹I молока как для отдельных

²¹ Без отмеченной патологии щитовидную железу на момент аварии.

возрастных групп городского и сельского населения, так и для всего населения Белгородской области.

Таблица 29. Оценка коллективной дозы на щитовидную железу для Белгородской области

Возрастная группа (число лет)	Численность населения		Средняя доза на щитовидную железу, Гр		Коллективная доза, чел.-Гр	
	Город	Село	Город	Село	Город	Село
0	14 316	6 982	0,65	0,65	3 504	1 709
1	14 041	6 675	0,72	0,90	3 821	2 271
2	14 474	6 648	0,64	0,81	3 523	2 023
3	13 793	6 336	0,36	0,71	1 857	1 706
4	12 977	5 962	0,31	0,62	1 515	1 392
5	13 140	5 817	0,26	0,53	1 304	1 154
6	12 972	5 778	0,24	0,47	1 152	1 027
7	12 726	5 720	0,21	0,42	998	897
8	12 549	5 724	0,22	0,32	1 025	701
9	12 302	5 833	0,18	0,27	851	605
10	12 152	5 933	0,15	0,23	689	505
11	11 834	6 030	0,14	0,21	624	477
12	11 364	5 892	0,13	0,20	561	436
13	11 176	5 918	0,10	0,16	428	362
14	10 936	6 229	0,09	0,15	382	348
15	11 000	5 985	0,09	0,14	353	308
16	10 620	5 672	0,07	0,12	296	253
17	10 191	4 940	0,06	0,10	246	190
Более 17	590 345	434 598	0,05	0,15	11 994	24 724
<i>Всего</i>	<i>812 908</i>	<i>542 672</i>			<i>35 124</i>	<i>41 089</i>
<i>Коллективная доза на щитовидную железу</i>						<i>76 212</i>

Таким образом, наши оценки коллективной дозы для населения Белгородской области составили около 35 тыс. чел.-Гр для городских жителей и около 41 тыс. чел.-Гр для сельских жителей. Общая доза — около 76 тыс. чел.-Гр.

8. Анализ полученных оценок и некоторые общие рассуждения

Применительно к аварии на Чернобыльской АЭС наряду с концентрациями радионуклидов в воздушной среде погодные условия в период формирования загрязнения во многом определяют абсолютные величины уровней загрязнения травы, молока и доз на щитовидную железу у жителей этой

территории. Однако все действующие руководства ограничиваются только качественной констатацией этого факта, чего явно недостаточно.

Безусловно, большое значение имеют запасы каждого радионуклида в радиоактивном облаке, прошедшем над той территорией, где исследователь пытается реконструировать дозовые нагрузки. Эта тема применительно к аварии на Чернобыльской АЭС еще ждет своего раскрытия.

Второму (после воздуха) звену цепочки — траве — до настоящего времени уделялось незначительное внимание. Хотя именно от того, насколько ясна картина в системе «погода, трава, почва, ^{131}I и ^{137}Cs », зависит точность представлений об истинных величинах дозовых нагрузок на щитовидную железу и возможных неопределенностях.

Производство молока, его динамика и география, а также некоторые технологические аспекты его переработки важны для снижения неопределенностей в оценке дозовых нагрузок, но они пока остаются за пределами существующих методик.

Типичный майский рацион жителей почему-то также обойден вниманием исследователей, хотя этот вопрос и не зависит существенно от времени изучения.

Белгородская область относится к территориям, не избалованным вниманием специалистов, занимающихся вопросами оценки последствий аварии на Чернобыльской АЭС. К настоящему времени оценены максимальные и средние уровни загрязнения почвенного покрова ^{137}Cs , хотя основной акцент сделан на западные районы области. Начальный, «острый» период после аварии фактически не исследован, и публикаций на эту тему нет. Те немногие фактические данные, которые были получены в мае 1986 г. различными службами и отдельными специалистами, остались невостребованными.

Настоящая работа является первым опытом системного анализа данных, которые могут быть использованы при реконструкции доз на щитовидную железу.

Выполненная оценка средних по области индивидуальных доз на щитовидную железу для различных возрастных групп за счет потребления молока еще очень осторожна.

Дальнейший прогресс в уточнении или даже заметной ревизии доз на щитовидную железу будет зависеть от вовлечения в анализ данных:

- о мощности дозы в различных точках области в мае 1986 г.;
- по уточнению плотности выпадения ^{137}Cs на всей территории;
- по уровням загрязнения молочной продукции в мае 1986 г.

Важным условием верификации дозовых нагрузок на щитовидную железу могут послужить разработка модели по оценке уровней загрязнения пастбищной травы и экспериментальное определение основных параметров в нее входящих.

Картина начального загрязнения Белгородской области во многом прояснится, а сделанные оценки приобретут доказательную убедительность только после воссоздания непротиворечивой феноменологической картины аварийного выброса и его распространения над территорией европейской части бывшего СССР. Принципиально эта работа может быть выполнена с привлечением достаточно мощных моделей переноса воздушных масс в качестве дополнительного аналитического инструментария и целевого анализа всей совокупности накопленного экспериментального материала.

Перспективы и направления исследований, которые могли бы уменьшить неопределенности в оценке доз на щитовидную железу жителей России. В настоящей работе затронуты многие существенные вопросы, относящиеся к решению задач по раннему переносу радионуклидов во внешней среде. Вполне естественно, что далеко не все аспекты этой сложной задачи были одинаково освещены автором. Вместе с тем хотелось бы особо подчеркнуть необходимость целостного воспроизведения картины первоначального загрязнения природных сред. Ниже конспективно изложены те направления исследований, которые могут быть реализованы как самостоятельные, но при этом достигнутые в них результаты позволили бы более полно и глубоко разобраться во всей совокупности дозиметрических задач:

- Уточнение запасов радионуклидов, таких как ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{131}I , ^{137}Cs и ^{144}Ce , в радиоактивном шлейфе, протянувшемся от ЧАЭС до Белгородской области.
- Прояснение роли отдельных частей радиоактивного шлейфа, прорвавшихся через области грозовых дождей на границе России и Белоруссии (первый фронт), и над Тульской, Орловской и Курской областями (второй фронт) в формировании загрязнения Белгородской и Воронежской областей.
- Уяснение хотя бы на понятийном уровне форм нахождения изотопов йода в радиоактивном облаке и их количественных соотношений. До настоящего времени вне анализа остаются данные по радиоактивному загрязнению продуктов питания (например, яиц, листовых овощей и травы) в ранний период.
- Более четкое определение роли грозовых дождей в осаждении радиоактивной примеси над территорией Белгородской области и ее ареала. В частности, пока не очень понятна роль метеорологических осадков в образовании цезиевых пятен в этом районе.
- Уточнение коэффициентов скорости осаждения на траву, почву и на планшеты для основных радионуклидов и их химических форм существования в приземном слое воздуха. Нами показана тенденция к избирательности живым листом растения йода по сравнению к цезию. Однако нужны серьезные экспериментальные работы, которые бы определили количественные параметры такой избирательности.

- Разработка динамической модели продуктивности типичных естественных пастбищ для средней полосы России и для черноземной зоны.
- Остаются актуальными публикация и анализ данных суточных выпадений различных радионуклидов на планшеты сети «Тайфун». Необходимо увязать результаты планшетной съемки с данными службы мониторинга Нововоронежской АЭС.

Многое сегодня свидетельствует о том, что радиоактивные выпадения на территорию Белгородской области были в основном сухими. Но полной уверенности в этом все же нет. Нужны поиски дополнительных доказательств.

При анализе данных по загрязнению молока должно быть обращено внимание на объяснение максимальных значений и, что очень важно, на географию проб.

Рацион коров в начале пастбищного сезона вносит значительную неопределенность в оценку дозовых нагрузок. Требуется географическое районирование интересующих нас территорий по майскому рациону коров в 1986 г.

Коэффициент, характеризующий переход йода из корма в 1 л молока, взят нами в соответствии с рекомендациями специалистов Всесоюзного научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии, полученными еще в дочернобыльский период. Во многих последующих публикациях (главным образом западных исследователей) значение данного коэффициента по крайней мере в два-три раза ниже. Приемлемого объяснения этому не дано. Мы полагали, что низкая продуктивность отечественных коров в какой-то мере влияет на метаболизм йода, но вопрос требует дальнейших исследований.

Пищевая корзина в весенний период должна ориентироваться на местное население. Сегодня вопросам реконструкции рациона уделено все еще недостаточное внимание.

Важным моментом для оценки индивидуальных доз могут стать данные о характере тиреоидной патологии на рассматриваемых территориях.

Благодарности

Выражаю признательность Е. М. Паршкову, который не только познакомил меня с интересными данными по патологии щитовидной железы у жителей Белгородской области, но и по сути подвинул на выполнение этой работы.

Хочу особо поблагодарить И. И. Линге за вдумчивое прочтение, полезные замечания и конструктивную критику отдельных фрагментов, благодаря которым эта работа не только приобрела законченный вид, но и вообще была выпущена в свет.

Литература

1. Авария на Чернобыльской АЭС и ее последствия: Информация, подготовленная для совещания экспертов МАГАТЭ (25—29 августа 1986 г., г. Вена), часть II. Приложения. ГК по использованию атомной энергии СССР, август 1986 г.
2. Атлас радиоактивного загрязнения европейской части России, Белоруссии и Украины / Федер. служба геодезии и картографии России. — М., 1998.
3. Белгородская область: Справочная административная карта / ГУ геодезии и картографии при СМ СССР. — М., 1986.
4. Гритченко З. Г. Сообщение на российско-финском семинаре. — Хельсинки, май 1989.
5. Инструкции по отбору проб почвы при радиационном обследовании загрязнения местности. Утверждена Ю. А. Израэлем 31 марта 1987 г.
6. Круглов С. В. Физико-химические аспекты загрязнения сельскохозяйственных угодий в результате радиационной аварии и миграции радионуклидов в системе почва-растение (на примере аварии на ЧАЭС): Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. — Обнинск, 1997.
7. Крышев И. И. Радиоактивное загрязнение и радиоэкологические последствия чернобыльской аварии // Избр. труды Международной конференции «Ядерные аварии и будущее энергетики. Уроки Чернобыля» 15—17.04.91, Париж. — [Б. м.]: ЯО СССР, 1992. — С. 107—119.
8. Линге И. И., Осипьянц И. А., Панченко С. В. и др. Первичные базы данных по оценке загрязнения территории РФ в результате аварии на ЧАЭС: аналитический обзор в рамках проекта «Радлег». — М., 1996.
9. Махонько К. П., Козлова Е. Г., Волокитин А. А. Динамика накопления радиойода на почве и реконструкция доз от его излучения на территории, загрязненной после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиация и риск. — Вып. 7. — Москва; Обнинск, 1996.
10. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / М-во здравоохранения СССР. — М., 1980.
11. Осипьянц И. А. Компьютерные информационно-моделирующие системы для задач защиты населения и окружающей среды на промежуточной и поздней фазах радиационных аварий: Автореф. дис. ... канд. физ.-мат. наук. — М., 1998.
12. Павловский О. А., Панченко С. В., Зверева Г. Н. и др. Оценка радиационной обстановки в районе размещения 7 блока Нововоронежской АЭС: Отчет ИБФ. — М., 1990.

13. Панченко С. В. Реконструкция уровней загрязнения молока ^{131}I и другими радионуклидами на территории Брянской области в мае 1986 г. — М., 1999. — (Препринт / ИБРАЭ; № ИВРАЕ-99-04).
14. Панченко С. В., Епифанов В. А., Скоробогатов А. М. Опыт реконструкции уровней загрязнения молока I-131 на основе радиометрических измерений в мае 1986 г. и модельных представлений по формированию первичного радиоактивного загрязнения среды и дальнейшей миграции радионуклидов: Доклад на всероссийской научно-практической конференции «Чернобыль: 10 лет спустя. Итоги и перспективы», Брянск, 15—17 мая 1996 г.
15. Панченко С. В., Савкин М. Н., Шутов В. Н. Радиационно-гигиеническая обстановка и дозы облучения населения. — М., 1997. — (Препринт / ИБРАЭ; № ИВРАЕ-97-10).
16. Продуктивность органической и биологической массы леса. — М.: Наука, 1974.
17. Радиоактивное загрязнение территории СССР в 1986 г.: Ежегодник / Под ред. К. П. Махонько. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1987.
18. Рекомендации по ведению сельского хозяйства при радиоактивном загрязнении внешней среды: Утв. М-вом сельского хозяйства СССР, М-вом здравоохранения СССР и Гос. ком. по использованию атом. энергии СССР. — М., 1973.
19. Реконструкция дозы излучения радиоизотопов йода в щитовидной железе жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году: Методические указания. МУ 2.6.1.1000-00. — М.: Федер. центр Госсанэпиднадзора Минздрава России, 2001.
20. Родин Л. Е., Базилевич Н. И. Динамика органического вещества и биологический круговорот зольных элементов и азота в основных типах растительности земного шара. — М.: Наука, 1965.
21. Софронов М. А., Волокитина А. В. Пирологическое районирование в таежной зоне. — Новосибирск, 1990. — С. 76—77.
22. Стыро Б. И., Недвецкайте Т. Н., Филистович В. И. Изотопы йода и радиационная безопасность. — СПб.: Гидрометеиздат, 1992. — 255 с.
23. Тихомиров Ф. А., Щеглов А. И. Радиоэкологические последствия Кыштымской и Чернобыльской радиационных аварий в лесных экосистемах // Экология регионов атомных станций. — М., 1994.
24. Angeletti L. The contamination of pastures by I-131. — Gif-sur-Yvette, France: Service de documentation, 1980. — (Report No. CEA-R-5056).

25. *Angeletti L., Levi E.* Comparative study on transfer factors of water, iodine and strontium on ray grass and clover. — Gif-sur-Yvette, France: Service de documentation, 1977a. — (Report No. CEA-R-4860).
26. *Angeletti L., Levi E.* Study on wet deposition and foliar retention of iodine and strontium on ray grass and clover. — Gif-sur-Yvette, France: Service de documentation, 1977b. — (Report No. CEA-R-4897).
27. *Balonov M. I.* Overview of Doses to the Soviet Population from the Chernobyl Accident and the Protective Actions Applied. — New York, 1993. — P. 23—45. — (The Chernobyl Papers).
28. *Buzulukov Yu. P., Dobrynin Yu. L.* Release of Radionuclides During the Chernobyl Accident. — New York, 1993. — P. 3—21. — (The Chernobyl Papers).
29. *Crick M. J., Simmonds J. R.* Models for the transfer of radionuclides in cattle for use in radiological assessments // *Sciences of Total Environment*. — 1984. — № 35. — P. 227.
30. *Devell L.* Composition and Properties of Plume and Fallout Materials from the Chernobyl Accident // *The Chernobyl Fallout in Sweden* / Ed. by L. Moberg. — [S. l.], 1991.
31. *Drovnikov V. V., Egorov N. Y., Kovalenko V. V.* et al. Some Results of the Airborne Yigy Energy Resolution Gamma-Spectrometry Application for the Reseach of the USSR European Territory Radioactive Contamination in 1986 Caused by the Chernobyl Accident // *J. Environ. Radioactivity*. — 1997. — Vol. 37, № 2. — P. 223—234.
32. *Hoffman F. O.* et al. Pasture grass interception and retention of I-131, Be-7 and insoluble microspheres deposited in rain. — Oak Ridge, TN: Office of Scientific and Technical Information, 1989. — (Report No. ORNI.-6542).
33. ICRP Publication № 67, Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2. Ingestion Dose Coefficients // *Annals of the ICRP*. — 1993. — Vol. 23, № 3/4.
34. *Müller H., Pröhl G.* ECOSYS-87: A Dynamic Model For Assessing Radiological Consequences Of Nuclear Accidents // *Health Physics*. — 1993. — Vol. 64, № 3. — P. 232—252.
35. *Ng Y. C., Colsher G.* Transfer coefficient for the prediction of the dose to man via thw cow-milk pathway from radionuclides released to the biosphere / Univ. of California, Lawrence Livermore Laboratory. — Livermore, 1977. — (Report UCRL 51939).
36. *Pröhl G.* Modelling of radionuclide transfer in food chains after deposition of Strotium-90, Cesium-137 and Iodine-131 onto agricultural areas. — München-Neuherberg. Germany: GSF-Forschungszentrum, 1990. — (GSF-Report 29/90).

37. Urban Environment and countermeasures: final report: French German Initiative for Chernobyl, Project no 2 «Radioecological Consequences of the Accident», *Conference on «Radioactive Contamination in Urban Areas»*, May 7—9, 2003, Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.
38. *Whicker F. W., Kirchner T. B. PATHWAY: A Dynamic Food-Chain Model to Predict Radionuclide Ingestion after Fallout Deposition // Health Physics.* — 1987. — Vol. 52, № 6. — P. 717—737.
39. *Winkelmann I. et al. Radioactivity measurements in the Federal Republic of Germany after the Chernobyl Accident / Inst. für Strahlenhygiene.* — Neuherberg, FRG, Sept. 1987

Об одной из основных парадигм радиационной защиты

С. В. Казаков, И. И. Линге

Широко известно, что существующая нормативно-правовая база в области регулирования безопасности страдает многими изъянами, которые сформировались и в советский период, и в период популистской демократии. В результате многие экологические требования к промышленности в три-четыре раза жестче европейских и мировых требований или соответствуют им. В отношении норм радиационной безопасности ситуация особенно сложная. Российский закон о радиационной безопасности не выдерживает серьезной критики — он на 99% дублирует положения других действующих законов [1]. Нами неоднократно было показано [2], что радиационные риски для здоровья, связанные с нормальной эксплуатацией объектов атомной энергетики и промышленности, находятся на уровне пренебрежимо малых величин и уступают иным техногенным рискам на многие порядки. Подобная ситуация характерна и для поставарийных ситуаций — в подавляющем большинстве случаев гипотетические риски отдаленных эффектов находятся на таком низком уровне, что их практическая выявляемость принципиально невозможна. После трех крупнейших в мире аварий удалось установить всего несколько десятков случаев радиационно индуцированных онкологических заболеваний [3].

В России, да и во всем мире практически нет ситуаций, которые можно было бы назвать экологической катастрофой, связанной с радиационным воздействием. На наиболее радиоактивно загрязненных в результате аварий участках территории в полной мере сохранились все объекты живой природы. Даже в водоемах-хранилищах радиоактивных отходов (РАО), которые, к сожалению, имеются на ПО «Маяк» и ряде других предприятий Минатома, участвовавших в реализации оборонных программ, видовое разнообразие рыб ничем не отличается от большинства зауральских пресноводных озер. В озере Кызылташ (водоеме-охладителе ПО «Маяк»), например, доминируют плотва, окунь, лещ. В 1980—1990 гг. в водоеме обитали индикаторы чистоты природных вод — раки и беззубки. Напомним, что вода водоема соответствует по содержанию низкоактивным РАО, а донные отложения — среднеактивным РАО. Одновременно более двух миллионов граждан России живут в условиях серьезной социально-психологической напряженности, связанной с радиацией. Это жители так называемых зон радиоактивного загрязнения (Чернобыль, Южный Урал, Алтай). Социальная напряженность уже десять лет подпитывается неадек-

ватной реальной радиационной ситуации системой льгот и компенсаций со стороны государства. Напомним, что решение о льготах и компенсациях было принято вопреки рекомендациям ученых в условиях сильнейшего политического давления молодых демократических и экологических движений на откровенно слабые институты власти в 1991 г. С тех пор льготы и компенсации — это самый сильный поставарийный фактор, затрагивающий миллионы людей [3].

Таким образом, задача гармонизации нормативно-правовой базы в области обеспечения безопасности является существенным стимулом для устойчивого развития. Научная обоснованность требований к обеспечению безопасности создаст предпосылки к выбору реально безопасных технологий. И наоборот, научно не обоснованные, надуманные требования к одним технологиям дадут преимущества другим, зачастую более грязным. В качестве яркого примера подобной ситуации можно привести угольную и атомную энергетику, когда соотношение экологической опасности достигает тысячекратных масштабов [4].

В ближайшие годы вряд ли удастся добиться адекватного отношения общества к техногенным рискам различной природы. В этой ситуации возможна некоторая выделенность радиационных рисков, например в вопросах аварийного реагирования. Однако в целом для условий нормальной эксплуатации принципиально важной задачей является создание равных условий для разных промышленных технологий. Решение этой задачи не означает ослабления требований к безопасности в целом и радиационной в частности, на объектах атомной энергетики и промышленности. Это лишь означает, что при регулировании вопросов радиационной безопасности необходимо учитывать, что уровень безопасности определяется прежде всего уровнем технологий, жизненный цикл которых может достигать 40—60 лет. Во время такого жизненного цикла возможны лишь эволюционные изменения.

В этой связи авторы рассматривают состояние одного из принципиальных подходов к обеспечению радиационной безопасности окружающей среды. Это вопрос о переходе от антропоцентрического к принципу защиты от ионизирующих излучений экоцентрическому. Его пересмотр имел бы революционный характер, в который с трудом вписалась бы современная промышленность. Четкая позиция по нему особенно важна в современной ситуации.

В связи с принятием федерального закона «О техническом регулировании» предстоит серьезное изменение правоотношений в области нормативно-правового регулирования и обеспечения безопасности процессов производства, эксплуатации, хранения, перевозки, реализации и утилизации продукции.

Этот закон предполагает семилетний переходный период, в течение которого вся ныне действующая государственная система регулирования безопасно-

сти, стандартов и нормативов в данной сфере должна быть пересмотрена. Более того, новый закон изменяет и сложившуюся систему взаимоотношений в области обеспечения безопасности на федеральном уровне и уровне субъектов Федерации, в том числе взаимоотношений с органами государственного регулирования безопасности, надзора и контроля.

Закон «О техническом регулировании» определяет новое, отличающееся от принятых сейчас наполнение центральных понятий в области безопасности и стандартизации и дает их формулировки. Его ключевым моментом является понятие технического регламента. Технические регламенты принимаются исключительно в целях обеспечения безопасности: «...защиты жизни, здоровья физических лиц, в том числе их отдельных категорий, имущества физических или юридических лиц, государственного или муниципального имущества; охраны окружающей среды, в том числе жизни и здоровья животных или растений; предупреждения действий, вводящих в заблуждение потребителей продукции. Принятие технических регламентов в иных целях не допускается».

Именно технические регламенты являются обязательными. С учетом степени риска причинения вреда они устанавливают минимальные необходимые требования, обеспечивающие все составляющие безопасности, в том числе ядерную и радиационную безопасность, взрывобезопасность, пожарную и промышленную безопасность. Тем самым в область технической регламентации вводится сравнительно новое понятие безопасности — риск.

По новому закону обязательные технические требования могут устанавливаться только федеральными законами, указами президента Российской Федерации и решениями Правительства Российской Федерации.

В этой связи принципиально важна организация работ по подготовке проекта технического регламента по ядерной и радиационной безопасности и других регламентов, касающихся использования атомной энергии, а также критический пересмотр сложившейся практики регулирования вопросов ядерной и радиационной безопасности, в том числе рассмотрение научно-обоснования основной парадигмы радиоэкологии.

В последнее время в среде научной общественности и специалистов в области радиоэкологии и смежных дисциплин наблюдается существенное оживление дискуссии об одной из основных парадигм обеспечения радиационной безопасности: достаточности обеспечения радиационной безопасности человека для гарантированного обеспечения радиационной защиты живых компонентов окружающей среды (например, [5—8]). Не вдаваясь в причины всплывшего интереса к этому вопросу, отметим, что он чрезвычайно важен в плане развития общетеоретических основ радиационной защиты, развития ядерных технологий и во многом определяет отношение общества к атомной энергетике.

Полная редакция современного изложения этой парадигмы сформулирована Международной комиссией по радиационной защите (МКРЗ) [9]: «Комиссия считает, что нормы контроля окружающей среды, необходимые для защиты человека в той мере, которая в данное время признается желательной, обеспечат безопасность и других биологических видов, хотя случайно их отдельным особям может быть причинен вред, но не до такой степени, которая представляла бы опасность для всего вида или нарушала бы баланс между видами».

Этот подход (часто называемый гигиеническим или антропоцентрическим) к радиационной защите окружающей среды положен в основу всех современных международных рекомендаций по обеспечению радиационной безопасности, а также национальных, в том числе и российских, нормативно-правовых документов в области радиационной безопасности. Следует отметить, что данный постулат МКРЗ, краткая формулировка которого гласит: «защищен человек — защищена природная среда», всегда с момента его опубликования подвергался критике, которая, правда, в основном носила характер вербальных рассуждений.

Аргументацию сторонников и противников гигиенического подхода можно классифицировать следующим образом:

Аргументы за:

- человек является наиболее радиочувствительным звеном в биосфере;
- регламентами допустимого облучения человека предусматриваются достаточно большие коэффициенты запаса по сравнению с дозами, вызывающими обнаружимые эффекты в отклонениях показателей здоровья и тем более по сравнению с летальными дозами;
- охрана здоровья человека относится к высшим приоритетам его деятельности.

Аргументы против:

- весьма часто в окружающей среде реализуются ситуации, когда человек как объект воздействия ионизирующего излучения отсутствует и сформированное вследствие его деятельности техногенное загрязнение действует только на природные объекты;
- человек имеет возможность целенаправленно защищаться от воздействия ионизирующей радиации;
- в ряде ситуаций человек может облучаться в дозах, которые ниже регламентных, установленных исходя из принципа гигиенического нормирования, но облучение представителей некоторых экосистем будет находиться на уровне, опасном для ряда видовых сообществ;
- этические соображения.

В последние пять-десять лет опубликовано достаточно много работ, в которых гигиенический принцип обеспечения радиационной безопасности

окружающей среды ставится под сомнение, в обоснование этого подводится определенная логическая база и делаются количественные сравнительные оценки дозовых нагрузок на человека и наиболее облучаемые уязвимые звенья живой природы. Следствием этого, по мнению авторов, является необходимость смены парадигмы — отказ от гигиенического (антропоцентрического) подхода к обеспечению радиационной безопасности и переход к экоцентрическому (экологическому, биотическому) принципу нормирования воздействия ионизирующей радиации. В соответствии с этим принципом в систему нормирования включаются компоненты живой (и вообще говоря, неживой) природы, в том числе и человек как элемент биосферы. В определенном смысле экоцентрический подход является более общим и включает в себя антропоцентрический, что во многом делает его весьма привлекательным, тем более что он во многом отражает современные научные и философские взгляды на процессы развития общества, биосферы и науки. Вместе с тем, однако, такая смена одной из основных парадигм радиационной защиты потребует решения колоссально трудных и трудоемких научных проблем. Академик Р. М. Алексахин в [5] определил эти проблемы:

- уточнение величин относительной биологической эффективности для представителей флоры и фауны, введение дозиметрических единиц эквивалентных и эффективных поглощенных доз для растений и животных;
- выбор референтных представителей флоры и фауны;
- определение конечных эффектов действия ионизирующих излучений на растения и животных, которые можно использовать в качестве интегральных критериев радиационной защиты природы;
- установление зависимостей “доза — эффект” для референтных представителей флоры и фауны;
- определение роли уровня радиационных эффектов при охране биоты (индивидуальный, популяционный, экосистемно-биогеоценотический);
- установление дозовых пределов облучения биоты».

По сути это квинтэссенция программы актуальных и перспективных радиоэкологических работ для XXI в. Формулируя ее, Р. М. Алексахин в отношении экоцентрического подхода к обоснованию и развитию принципов радиационной защиты делает очень важное замечание: «если будет теоретически и практически обоснована необходимость его практического использования». То есть следует теоретически и практически обосновать необходимость отказа от гигиенического подхода в радиационной защите (или обосновать границы его применимости) в пользу экологического (экоцентрического или биотического) подхода к нормированию воздействия ионизирующего излучения. Несколько огрубляя сказанное, необходимо обосновать, почему (где, когда, в каких ситуациях) соблюдение норм радиационной безопасности, построенных на гигиеническом принципе, не

обеспечивает (или может не обеспечивать) радиационную защиту компонентов живой природы.

Если проанализировать работы, в которых «доказывается» неполнота и необоснованность гигиенического подхода к защите окружающей среды, то в основном аргументация их авторов сводится к тому, что в некоторых реально сложившихся ситуациях норматив облучаемости населения (предел дозы — 1 мЗв/год или квота от него) не превышает, однако дозы на отдельные компоненты экосистем в этих реальных ситуациях могут быть чрезвычайно высоки, т. е. радиационная безопасность некоторых отдельных популяций не обеспечивается. Вывод: необходим пересмотр парадигмы.

В связи с этим требуется сделать некоторые замечания.

Во-первых, в процитированной формулировке антропоцентрического принципа, данной МКРЗ, речь идет, строго говоря, о сохранности видов, но не отдельных особей и даже популяций, в некотором весьма ограниченном ареале их обитания.

Во-вторых, и это наиболее важно, рассматриваемые *реальные сложившиеся ситуации* облучаемости критических групп населения и критических популяций с очень большой натяжкой можно трактовать таким образом, что эти ситуации попадают в сферу действия гигиенического принципа обеспечения радиационной безопасности в том виде? как он сформулирован МКРЗ. Поясним сказанное: рассмотренные реальные сценарии формирования доз на человека и объекты окружающей среды относятся к категории исключительных ситуаций, т. е. являются следствием некоторых аномальных процессов эксплуатации радиационно-опасных объектов (аварий и инцидентов, эксплуатации в соответствии со старыми требованиями к обеспечению радиационной безопасности, которые существенно отличаются от современных правил и норм) и реальных путей формирования дозы для населения, проживающего вблизи этих объектов (определенных ограничений, как нормативных, так и социально сложившихся, по использованию объектов окружающей среды, реабилитационных мероприятий, процессов миграции и перераспределения радиоактивных веществ в окружающей среде, в том числе процессов самоочищения и пр.). Примером таких ситуаций служит реальное положение с облучаемостью в районе горно-химического комбината (Железногорск), когда на особо неблагоприятных участках Енисея (туда на протяжении многих лет осуществлялись сбросы с реакторных установок с прямоточным охлаждением активной зоны) бентосные организмы могут получать высокие дозы, приводящие к их угнетению или даже исчезновению, но при этом дозы на население (причем эти дозы рассчитываются и определяются не для самых облучаемых и радиочувствительных групп населения) не превышают современного нормативного значения предела дозы, равного 1 мЗв/год. Ситуация при аварии на Чернобыльской АЭС, когда массив соснового леса,

примыкающего к центру аварии («Рыжий лес»), погиб, но персонал, который проводил работы в «Рыжем лесе», не получил доз, превышающих норматив облучаемости (вследствие применения мер и средств радиационной защиты), относится к аналогичным, хотя и выглядит более парадоксальной, если ее трактовать как факт невыполнения постулата МКРЗ. Предельная ситуация выглядит абсурдно: например, если некоторый водный объект не используется (т. е. доза за его счет, естественно, нулевая), но в него поступают радиоактивные вещества (они могут поступать с любыми, даже очень большими значениями активности, что возможно, так как водоем не используется), то в экосистеме водоема со всей определенностью сложится неблагоприятная радиоэкологическая ситуация.

Возможно ли трактовать такие ситуации в контексте антропоцентрического подхода в формулировке МКРЗ? Конечно, нет. МКРЗ, может быть, и недостаточно явно, применяет принцип «защищен человек — защищена окружающая среда» к наихудшим сценариям облучаемости человека.

По-видимому, для того чтобы более правильно и расширенно интерпретировать антропоцентрическую парадигму, ее требуется несколько переформулировать и дополнить.

Во-первых, явно дополнить ее понятием «критическая группа населения».

Во-вторых, рассматривать не реальные ситуации формирования доз для критических групп, а наихудшие (консервативные) сценарии облучаемости.

В-третьих, понимать под критической группой не реальную социально-возрастную группу, которая подвергается облучению, а некоторую виртуальную социально-возрастную группу, ведущую такой образ жизни, следствием которого являются максимально возможные дозы облучения представителей этой группы.

В-четвертых, сценарии облучаемости также не должны ограничиваться реализованными для данных момента и области пространства вариантами формирования доз, а являться также виртуальными, наиболее консервативными сценариями облучаемости критической группы населения.

В-пятых, поведение радионуклидов в окружающей среде и формирование доз на наиболее уязвимые компоненты экосистем следует рассматривать для *реальной ситуации* миграции и накопления радионуклидов в реальной конкретной экосистеме¹. Отметим, что если для некоторой виртуальной референтной экосистемы, в которой реализуются наихудшие варианты рассеяния и накопления радиоактивных веществ, удастся доказать радиационную безопасность наиболее уязвимых ее компонентов, при выполнении остальных трех сформулированных выше условий определения

¹ Это является по сути условием учета естественных экологических факторов и сохранения естественной среды обитания.

доз для критических групп населения (первое условие не требуется), то в этом случае следует признать примат антропоцентрического подхода над экоцентрической парадигмой.

Оговоримся, дабы избежать возможности формальной критики, что данные дополнения (условия, требования) к формулировке МКРЗ не являются независимыми и приведены для иллюстрации «принципа консервативности» и возможностей и необходимости использования его в вопросе о примате той или иной парадигмы радиационной защиты окружающей среды [10].

В качестве меры сравнения радиационного воздействия на человека и объекты экосистемы используем критерий, названный в [6] «индексом радиационной опасности» (IRE), — отношение реально получаемой в некотором сценарии облучаемости дозы к ее предельному значению (для человека — предел дозы (ПД), составляющий в соответствии с требованиями действующих нормативных документов 1мЗв/год; для компонентов живой природы — «максимальная величина дозы, при которой отсутствуют какие-либо радиационные эффекты для этого вида природных организмов» — NOEL [6]).

Очевидно, что при нормировании воздействия ионизирующего излучения на человека за счет присутствия радиоактивных веществ в объектах окружающей среды для критической группы населения значение $IRE = 1$. При этом условии (ограничении) необходимо определить область значений IRE^2 для всех биокомпонентов наземных экосистем. Если в этом множестве значений $IRE_Б$ присутствуют значения, большие единицы, *можно предположить*, что норматив радиационной безопасности, установленный для человека, может не обеспечивать радиационного качества окружающей среды. Если же вся область полученных значений IRE меньше 1, то в этом *можно утверждать*, что санитарно-гигиенический подход к установлению нормативов качества окружающей среды обеспечивает радиационную безопасность объектов внешней среды.

В качестве экосистем, в компонентах которых предполагается наличие радиоактивных веществ, формирующих дозу для человека, будем использовать некоторые упрощенные модельные представления, в которых обеспечивается доза для человека, равная ПД, и заведомо максимальная доза на наиболее уязвимые биокомпоненты этой модельной экосистемы.

Например, доза для представителя критической группы населения³, равная ПД, формируется за счет внешнего облучения гамма-излучателями, содержащимися на почве (бесконечный тонкий источник). Практически

² Далее будем обозначать как $IRE_Б$.

³ Критическая группа для этого сценария облучения — пребывающие в течение всего года на открытой местности.

очевидно, что в этом случае для всех живых компонентов экосистемы (почвенных организмов, наземных представителей флоры и фауны) значение $IRE_b < 1$ в силу того, что $NOEL \gg ПД$, а реальная доза облучения наземных и почвенных организмов не превышает 2 ПД (в Гр/год): 1 ПД за счет внешнего облучения и не более чем еще 1 ПД за счет внутреннего накопления в биокомпонентах.

Практически очевидно, что дозу D для населения, формируемую за счет присутствия радионуклидов в наземной среде, можно представить в виде

$$D = \sum_i (a_i K_i^{BH}) + \sum_i (a_i K_i^{BШ}) + \sum_i (a_i K_i^{ИНГ}) + \sum_j \sum_i (a_i K_{ij}), \quad (1)$$

где a_i — удельная активность i -го радионуклида в почве (поверхностная — в Бк/м² или массовая — в Бк/кг); K_i^{BH} , $K_i^{BШ}$, $K_i^{ИНГ}$ — обобщенные коэффициенты перехода от поверхностного содержания данного радионуклида на почве к годовой дозе облучения за счет внутреннего поступления, внешнего облучения и дыхания соответственно; K_{ij} — обобщенный коэффициент перехода для некоторого, неучтенного явным образом j -го пути формирования дозы. Аналогичная модель использована в [11] для оценки доз, формируемых от источников ионизирующего излучения в наземной среде.

Перепишем (1) в виде

$$D = \sum_i a_i \left(K_i^{BH} + K_i^{BШ} + K_i^{ИНГ} + \sum_j K_{ij} \right). \quad (2)$$

Поскольку в ряду, определяемом (2), всегда можно найти некоторый k -й член, у которого сумма $\left(K_i^{BH} + K_i^{BШ} + K_i^{ИНГ} + \sum_j K_{ij} \right)$ максимальна, получаем

$$D \leq \left(K_k^{BH} + K_k^{BШ} + K_k^{ИНГ} + \sum_j K_{kj} \right) \sum_i a_i = a \left(K_k^{BH} + K_k^{BШ} + K_k^{ИНГ} + \sum_j K_{kj} \right), \quad (3)$$

где a — суммарная поверхностная активность почвы.

Выражение (3) легко интерпретируется — максимальная доза облучения человека реализуется в том случае, когда вся поверхностная активность почвы определяется одним некоторым радионуклидом (можно назвать его критическим), для которого сумма коэффициентов перехода по цепочке «удельная активность почвы — эффективная доза» для различных путей формирования дозовой нагрузки достигает наибольших значений. Полагая

$$a \left(K_k^{\text{ВН}} + K_k^{\text{ВШ}} + K_k^{\text{ИНГ}} + \sum_j K_{kj} \right) = \text{ПД}, \quad (4)$$

получаем формулу для определения допустимого значения поверхностной активности почвы

$$a_{\text{доп}} = \frac{\text{ПД}}{K_k^{\text{ВН}} + K_k^{\text{ВШ}} + K_k^{\text{ИНГ}} + \sum_j K_{kj}}. \quad (5)$$

Естественно, что

$$a_{\text{доп}} \leq \frac{\text{ПД}}{K_k^{\text{ВН}} + K_k^{\text{ВШ}} + K_k^{\text{ИНГ}}} = a_{\text{max}}. \quad (6)$$

Таким образом, если в целях упрощения модели формирования дозы не учитывать некоторые пути ее формирования, то получаемая оценка содержания радионуклида на почве a_{max} будет превышать значение допустимой поверхностной активности для реальной ситуации, т. е. будет являться верхней (консервативной) оценкой значения $a_{\text{доп}}$, и полученная модель формирования дозы при таком упрощении тоже может быть определена как консервативная. В знаменателе в (5) и (6) можно было бы, вообще говоря, оставить только один член от суммы, и это дало бы еще более консервативную оценку $a_{\text{доп}}$, но в целях более традиционного изложения и получения более мягких оценок целесообразно приблизить консервативную модель формирования дозы к реальной, тем более что, как это показано ниже, имеющихся фактических данных для этого вполне достаточно.

Теперь, если будет показано, что при содержании данного радионуклида на почве, равного a_{max} , дозы на почвенные организмы и надпочвенную биоту не будут превышать значений NOEL (или, что тоже самое, $\text{IRE}_5 < 1$), можно утверждать, что соблюдение гигиенических нормативов на загрязнение наземной среды обеспечивает радиационную безопасность наземных экосистем (строго говоря, это утверждение справедливо для «данного радионуклида»).

Проведем необходимые вычисления и оценки. Практически все необходимые для этого сведения и данные можно почерпнуть из фундаментальной и авторитетнейшей работы — отчета Научного комитета ООН по действию атомной радиации за 2000 г. [11]. В этом документе для модели формирования годовой эквивалентной дозы, которая аналогична использованной выше, приведены референтные значения коэффициентов перехода от поверхностного содержания радионуклидов на почве к дозе внутреннего облучения (по пероральному пути поступления) и дозе внешнего облучения для большого спектра радиологически опасных радионуклидов,

представляющих практический интерес. Для радионуклидов бета-, гамма-излучателей наибольшее значения суммы $K_k^{БН} + K_k^{ВШ} + K_k^{ИНГ}$ соответствуют радионуклиду Cs^{137} — 55, 97 и 0,53 нЗв/(Бк·м⁻²) соответственно. Тогда из (6) получаем $a_{\max} = 6,56 \cdot 10^3$ Бк/м⁻².

Данная оценка относится к референтной группе лиц в силу тех обстоятельств, которые использованы в [11] для вычисления коэффициентов перехода и дозы, формируемой по различным цепочкам (например: экранирование зданиями, выбор референтного рациона питания). Для критической группы значение a_{\max} должно быть ниже.

Отметим также, что использованные в [11] дозы, отнесенные к единичному загрязнению почвы, — это накопленные дозы, формируемые за бесконечный временной интервал. Использование их в качестве годовой эквивалентной дозы дает весьма консервативную (завышенную) оценку a_{\max} . Ниже этот аспект исследован более подробно.

При консервативной оценке содержания Cs^{137} на почве $a_{\max} = 6,56 \cdot 10^3$ Бк/м⁻² мощность поглощенной дозы в воздухе (соответствующий коэффициент для Cs^{137} равен 8,89 нГр год⁻¹/(Бк м⁻²) [11, табл. 12]), составляет 58,3 мкГр/год.

Мощность дозы вблизи поверхности почвы от бета-излучения P_β для тканезквивалентного слоя толщиной, равной длине пробега в нем бета-частиц l_β со средней энергией E^{cp} , определяется из соотношения

$$P_\beta = \frac{0,5a_{\max}E^{cp}}{l_\beta \rho_{\text{ткани}}}. \quad (7)$$

Подставляя в эту формулу численные значения E^{cp} (для Cs^{137}) = 0,18 (Мэв/расп.) [12]; $l_\beta = 4,4 \cdot 10^{-4}$ м [13]; $\rho_{\text{ткани}} = 1040$ кг/м³ [13] и учитывая, что 1 эв = $1,6 \cdot 10^{-19}$ Дж, 1 год = $3,15 \cdot 10^7$ с, имеем $P_\beta = 6,8$ мГр/год. Доза «внутри почвы» от активности, находящейся на поверхности почвы, учитывая относительно слабую зависимость средней длины пробега бета-частиц, выраженной в г/см², от вида поглощающего материала (для воды — 4,4 г/см², для свинца — 9,2 г/см²), не может превышать полученную оценку для тканезквивалентного слоя более чем в 1,5 раза. Ясно также, что при объемном распределении активности в слое почвы некоторой толщины доза бета-частиц в этом слое не может превысить более чем в два раза дозу «внутри почвы», т. е. в итоге получаем 20,4 мГр/год.

Удельную активность i -го радионуклида в n -м биокомпоненте наземных экосистем b_{ni} можно оценить по элементарной формуле

$$b_{ni} = k_{ni} a_i, \quad (8)$$

где k_{ni} — коэффициент перехода i -го радионуклида от почвы в n -й биокомпонент.

Среди биокомпонентов-продуцентов наибольшие значения коэффициентов перехода наблюдаются для грибов (это хорошо известный экспериментальный факт, соответствующий общебиологическим концепциям радиоэкологии). Иллюстрацией данного положения является **рис. 1** [14], на котором в сравнительном масштабе приводятся коэффициенты перехода для различных компонентов наземных систем.

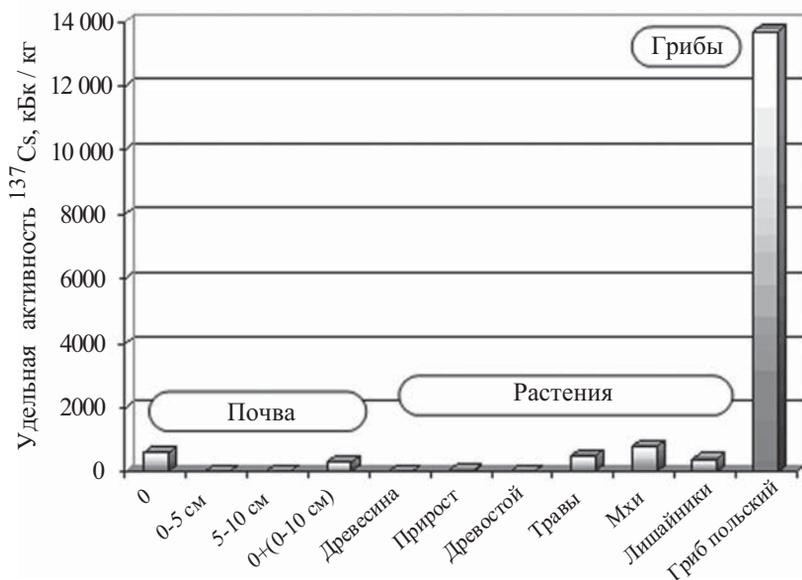


Рис. 1. Удельная активность ^{137}Cs в различных компонентах биогеоценоза (0 — лесная подстилка)

По данным ряда исследований [14—17], значение k_{ni} для грибов не превосходит примерно $0,1 \text{ м}^2/\text{кг}$, т. е. в нашем случае максимальное содержание Cs^{137} в грибах (при содержании на почве $a_{\text{max}} = 6,56 \cdot 10^3 \text{ Бк}/\text{м}^2$) составит $6,6 \cdot 10^2 \text{ Бк}/\text{кг}$. Консервативная оценка годовой поглощенной дозы бета-, гамма-излучения (в условиях энергетического равновесия в среде — бесконечный объемный источник) составит $P_{\beta,\gamma} = (0,18 + 0,66) [\text{Мэв}/\text{расп.}] \cdot 6,6 \cdot 10^2 [\text{Бк}/\text{кг}] \cdot 1,6 \cdot 10^{-13} [\text{Дж}/\text{Мэв}] \cdot 3,15 \cdot 10^7 [\text{с}/\text{год}] = 2,8 \text{ мГр}/\text{год}$.

Несомненный интерес представляет оценка дозы на почвенные организмы, особенно те из них, которые способны концентрировать радионуклиды, находящиеся в почве. Среди этих организмов этим свойством в значительной степени обладают черви (дождевые, калифорнийские и т. п.). Имеются данные [18], что степень очистки почвы от радионуклидов в опытах с использованием

дождевых червей составляет 33—42%. Учитывая, что численность червей составляет 1200—1500 экз./м², а масса одного червя — 0,8—1,0 г [19]⁴, несложно получить значение консервативной оценки дозы на червей за счет внутреннего содержания Cs¹³⁷ (аналогично тому, как это было сделано для грибов) $P_{\beta,\gamma} = 14,7$ мГр/год.

Среди фаунистических видов наземных экосистем максимальные дозы можно ожидать для видов, стоящих в вершине пищевой пирамиды. По структуре пищевого рациона это животные-оппортунисты или специалисты-хищники. Консервативным сценарием формирования дозы в верхнем ярусе пищевой пирамиды будет модель формирования дозы для хищников за счет поедания представителей с оппортунистической структурой питания. К пищевым оппортунистам относится и человек, оптимально использующий возможности оппортунистического питания в режиме свободного пребывания в окружающей среде и использования ее ресурсов для покрытия своих потребностей в пище. Именно такая группа людей является с точки зрения формирования дозы критической группой. Учитывая, что для этой группы доза внутреннего облучения не может превышать значения ПД, несложно получить консервативную оценку содержания ¹³⁷Cs в тканях:

$$a_{\text{ткани}}^{\text{Cs}} = \frac{\text{ПД} t_{1/2}^{\text{ВВВ}}}{0,7 m \varepsilon_{\text{нас}}^{\text{пищ}}}, \quad (9)$$

где ПД = 1 мЗв/год; $t_{1/2}^{\text{ВВВ}}$ — период полувыведения ¹³⁷Cs из организма человека, составляющий по консервативным данным примерно 150 дней; m — масса референтного человека (взрослого), равная 70 кг; $\varepsilon_{\text{нас}}^{\text{пищ}}$ — дозовый коэффициент из НРБ-99, равный $1,3 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк. Подставляя численные значения необходимых величин в (8), получаем $a_{\text{ткани}}^{\text{Cs}} = 470$ Бк/кг.

Тогда для критического вида хищников при сделанных предположениях о структуре питания этого вида и предположении о подобии формирования для них эквивалентной дозы ($D_{\text{хищ}}$) формированию эквивалентной дозы для человека имеем

$$D_{\text{хищ}} = 365 a_{\text{ткан}}^{\text{Cs}} p \varepsilon_{\text{нас}}^{\text{пищ}} = 365 p \frac{\text{ПД} t_{1/2}^{\text{ВВВ}}}{0,7 m}, \quad (10)$$

где p — суточное потребление пищи хищником, которое примем равным 5 кг/день. Тогда получаем $D_{\text{хищ}} = 11$ мЗв/год или, что, по-видимому, правильнее, 15,7 мГр/год, учитывая соотношение 1 Гр = 0,7 Зв [11].

⁴ В наиболее благоприятных условиях (широколиственные леса) численность дождевых червей достигает 500—800 на 1 м², а биомасса равна 290 г. Обычно биомасса червей составляет от 40 до 120 г/м² (<http://bgsha.com/science/eco/r710.htm>).

Проведем аналогичные оценки еще для одного значимого с радиологических и радиозоологических позиций, радионуклида — ^{90}Sr . Численные значения параметров, используемых для этих оценок, и результаты представлены в табл. 1 и 2.

Таблица 1. Численные значения параметров, используемые в оценках дозы на биоту от ^{90}Sr

Параметры	Обозначение	Численное значение	Размерность	Источник
Коэффициенты перехода	$K_k^{\text{ВН}} + K_k^{\text{ВШ}} + K_k^{\text{ИНГ}}$	$53 + 0 + 4,2 = 57,2$	нЗв/(Бк·м ⁻²)	[11]
Средняя энергия бета-частиц	$E^{\text{СР}}$	0,196 (^{90}Sr) 0,935 (^{90}Y)	Мэв/расп.	[12]
Средняя длина пробега бета-частиц в биологической ткани ($E^{\text{СР}} = 1$ Мэв)	l_{β}	$4,4 \cdot 10^{-3}$	м	[13]
Средняя длина пробега бета-частиц в воздухе ($E^{\text{СР}} = 1$ Мэв)	L_{β}	4,07	м	[13]
Коэффициент перехода из почвы в грибы	k_{ni}	$1 \cdot 10^{-4}$	м ² /кг	[14; 15]
Дозовый коэффициент	$\varepsilon_{\text{нас}}^{\text{пищ}}$	$8,0 \cdot 10^{-8}$ (^{90}Sr) $2,0 \cdot 10^{-8}$ (^{90}Y)	Зв/Бк	НРБ-99

Таблица 2. Оценки дозовых показателей воздействия ^{90}Sr на биоту наземных экосистем

Показатель	Значение оцененного уровня	Примечание
Допустимое содержание на почве	$17,5 \cdot 10^3$ Бк/м ²	При равномерном распределении активности в слое поглощения В слое, соответствующем средней длине пробега бета-частиц
Доза в тканезквивалентном слое над почвой	10,0 мГр/год	
Доза в почве	30,0 мГр/год	
Доза в воздухе	9,0 мГр/год	
Доза в грибах	10,0 мкГр/год	
Доза на червей за счет накопления ими ^{90}Sr из почвы	50,9 мГр/год	
Доза для высших млекопитающих	26,1 мЗв/год	37,3 мГр/год

Примечание. Оценки проводятся для равновесного состояния ^{90}Sr - ^{90}Y .

Отметим, что в [20] для условий кыштымской аварии приводятся большие, чем взятые из [14; 15] и приведенные в табл. 1 значения коэффициентов перехода ^{90}Sr из почвы в грибы: $(1,5—4,0) \cdot 10^{-3}$ м²/кг. Таким образом, кон-

сервативная оценка дозы для грибов составит величину в 40 раз большую, чем приведенная в табл. 2 (0,4 мГр/год).

В табл. 2 обращает на себя внимание то обстоятельство, что полученные оценки доз представляют собой достаточно значимые величины, и то, что для ^{90}Sr при содержании его на поверхности почвы в количествах, лимитируемых пределом дозы для населения (для референтной, но не для критической группы!), консервативные оценки дозы на биообъекты больше, чем для ^{137}Cs , хотя, судя по тому, что сумма $(K_i^{\text{BH}} + K_i^{\text{BШ}} + K_i^{\text{ИНГ}})$ больше для ^{137}Cs , он радиологически более опасен, чем Sr^{90} . По этому поводу нужно сделать некоторый комментарий.

Строго говоря, приведенные в [11] значения K_i^{BH} , $K_i^{\text{BШ}}$, $K_i^{\text{ИНГ}}$ позволяют рассчитывать при данной плотности загрязнения почвы интегральную дозу (за время от 0 до ∞). Годовая эффективная эквивалентная доза (по сути мощность дозы), которая нормируется как основной дозовый предел облучаемости, является дифференциальной по времени характеристикой облучения, и ее временная зависимость для разового поступления загрязнения имеет достаточно сложный график. Причем для различных радионуклидов темпы формирования дозы существенно различны: так, для ^{137}Cs около 50% полной дозы за счет поступления его с пищей реализуется уже в первый год после выпадения радионуклида на почву (точно — $24,7 \text{ нЗв/Бк}\cdot\text{м}^{-2}$). Для ^{90}Sr в первый год формируется примерно 10% полной дозы, во второй — около 15% (точно — $7,73 \text{ нЗв/Бк}\cdot\text{м}^{-2}$), а за десять лет — около 50% полной дозы [11]. Использование для оценки допустимого содержания на почве a_{max} значения полной дозы по формуле (6) завышает эту оценку. Оценить, во сколько раз завышается оценка a_{max} сделанная по (6), по сравнению с более реалистичной, для таких радионуклидов, как ^{137}Cs и ^{90}Sr , несложно, используя информацию, приведенную в [11] и уже использованную в данной работе.

Очевидно, что завышение (коэффициент консервативности K_K) по крайней мере составит

$$K_K = \frac{K_i^{\text{BH}} + K_i^{\text{BШ}} + K_i^{\text{ИНГ}}}{k_i^{\text{BH}} + k_i^{\text{BШ}} + k_i^{\text{ИНГ}}}, \quad (11)$$

где $k_i^{\text{BH}} + k_i^{\text{BШ}} + k_i^{\text{ИНГ}}$ — максимальная (во времени) годовая доза, формируемая за некоторый год при единичном загрязнении почвы. Пренебрегая ингаляционным поступлением ввиду его фактической малости (конкретно для ^{137}Cs и ^{90}Sr), по сравнению с дозой, формируемой за счет внешнего облучения и потребления пищи, получаем

$$K_K^{Cs} = \frac{55 + 97}{24,7 + 8,89} = 4,5,$$

$$K_K^{Sr} = \frac{53 + 0}{7,73 + 0} = 6,8.$$

Таким образом, ввиду линейной зависимости между поверхностной активностью почвы и дозовыми функционалами, характеризующими облучение биообъектов наземных экосистем, дозу следует уменьшить в соответствующее число раз. Естественно, что к оценкам дозы на высшие звенья этих экосистем (хищники) сказанное не относится, так как для этих оценок использовался иной подход.

Далее оценим значения доз для случая загрязнения почвы альфа-излучателями техногенного происхождения. В качестве реперного выберем ^{239}Pu , который наряду с ^{240}Pu обладает наихудшими показателями по отношению к формированию дозы для населения, что, в свою очередь, обеспечивает консерватизм оценок доз на биокомпоненты. Необходимые исходные данные приведены в табл. 3, результаты — в табл. 4.

Таблица 3. Числовые значения параметров, используемы в оценках дозы на биоту от ^{239}Pu

Параметры	Обозначение	Численное значение	Размерность	Источник
Коэффициенты перехода	$K_k^{ВН} + K_k^{ВШ} + K_k^{ИНГ}$	$180 + 0 + 5790$ $\approx 6,0 \cdot 10^3$	нЗв/Бк·м ⁻²	[11]
Энергия альфа-частиц на распад	E_α	5,15	Мэв/расп.	[21]
Длина пробега альфа-частиц в биологической ткани ($E_\alpha = 5,0$ Мэв)	l_α	$3,67 \cdot 10^{-5}$	м	[13]
Длина пробега альфа-частиц в воздухе ($E_\alpha = 5,0$ Мэв)	L_α	$3,29 \cdot 10^{-2}$	м	[13]
Коэффициент перехода из почвы в грибы	$k_{пг}$	$1 \cdot 10^{-3}$	м ² /кг	[14; 15]
Дозовый коэффициент	$\epsilon_{нас}^{пнц}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$	Зв/Бк	НРБ-99
	$\epsilon_{нас}^{возд}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$		

Таблица 4. Оценки дозовых показателей воздействия ^{239}Pu на биоту наземных экосистем

Показатель	Значение оцененного уровня	Примечание
Допустимое содержание на почве	$1,7 \cdot 10^2 \text{ Бк/м}^2$	
Доза в тканезквивалентном слое	60,1 мГр/год	В слое, толщина которого равна длине пробега альфа-частиц
Доза в почве при объемном распределении активности	4,3 мГр/год	В слое толщиной 1 мм
Доза в воздухе	55,6 мГр/год	В слое, равном длине пробега альфа-частиц в воздухе
Доза в грибах	4,4 мкГр/год	
Доза на червях	2,2 мГр/год	
Доза для высших млекопитающих	27,1 мЗв/год (38,7 мГр/год)	0,98 мЗв/год через дыхание, 26,1 мЗв/год через пищу

Полученные оценки дозовых показателей воздействия от ^{239}Pu еще выше, чем для ^{90}Sr , поэтому крайне важно оценить значения коэффициентов консервативности для получения более реалистичных (хотя все равно достаточно консервативных) значений характеристик воздействия данного альфа-излучателя на биокомпоненты. Если предположить, что все поступление ^{239}Pu в организм человека реализуется в первый год после его выпадения на почву (наиболее консервативная модель поступления, при которой реализуется максимальное значение эффективной дозы), учесть, что среднее время пребывания ^{239}Pu в почве составляет примерно 100 лет [11], а период полувыведения ^{239}Pu из организма не превышает 15 лет (биологический период выведения из костной ткани составляет 100 лет, из печени — 40 лет [22]), то несложно показать, что максимальное значение годовой эквивалентной дозы (соответствующей первому году облучения) составит примерно 5% полной дозы. Тем самым $K_K^{\text{Pu}} = 20$, т. е. более реалистичными являются оценки дозовых показателей из табл. 4, уменьшенные в 20 раз (кроме дозы для высших млекопитающих).

Полученные оценки доз (без учета K_K) таковы (табл. 5), что даже при самых пессимистичных сценариях облучения биокомпонентов наземных экосистем выполняется условие

$$\frac{\text{ПД}^{\text{Cs}} + \text{ПД}^{\text{Sr}} + \text{ПД}^{\text{Pu}}}{3 \text{ ПД}} = 1 > \text{IRE}_B = \frac{D^{\text{Cs}} + D^{\text{Sr}} + D^{\text{Pu}}}{3 \text{ NOEL}}, \quad (12)$$

где ПД^{Cs} , ПД^{Sr} , ПД^{Pu} — предел дозы для человека, за счет облучения соответственно ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu (1 мЗв/год); D^{Cs} , D^{Sr} , D^{Pu} — приведенные выше (без учета K_K) консервативные оценки дозы на любой биокомпонент

экосистемы от воздействия суммы всех факторов формирования дозы (все виды облучения от данных радионуклидов, присутствующих в соотношении, обеспечивающем 3 ПД для человека); NOEL = 400 мГр/год [6]. Комментировать данные табл. 5 достаточно сложно в силу обстоятельств, связанных с использованием различных по консервативности оценок доз. Тем не менее то, что даже максимальное значение $IRE_B = 0,15$ оказывается существенно меньше единицы, говорит о солидном запасе в пользу гигиенической парадигмы радиационной защиты объектов окружающей среды.

Консервативные, но мягкие, т. е. с учетом K_K , оценки доз облучения конкретных компонентов наземных экосистем приведены в табл. 6. Эти данные существенно лучше отражают реальное радиационное воздействие на различные биокомпоненты наземной среды, чем данные табл. 5.

Таблица 5. Консервативные оценки доз на компоненты наземных экосистем, мГр/год

Компонент экосистемы	Доза ^{137}Cs ($\beta + \gamma$)		Доза ^{90}Sr		Доза ^{239}Pu	
	внешняя	внутренняя	внешняя	внутренняя	внешняя	внутренняя
Наземная растительность (мхи, лишайники, травы, древесной и др.)	6,9	2,8	10,0	30,0	60,1	4,3
Грибы:						
плодовое тело	6,9	2,8	10,0	0,4	60,1	0,004
мицелий	20,4	2,8	30,0	0,4	60,1	0,004
Почвенная растительность (корни и корешки, семена и пр.)	20,4	2,8	30,0	1,0	40,0	4,3
Почвенные организмы	20,4	14,7	30,0	50,9	60,1	2,2
Высшие млекопитающие	6,9	15,7	9,0	37,3	60,1 *	38,7

* На кожу. В сумме не учитывается.

Таблица 6. «Мягкие» консервативные оценки доз на компоненты наземных экосистем, мГр/год

Компонент экосистемы	Доза ^{137}Cs ($\beta + \gamma$)		Доза ^{90}Sr		Доза ^{239}Pu		В сумме	IRE _Б
	Внешняя	Внутренняя	Внешняя	Внутренняя	Внешняя	Внутренняя		
Наземная растительность (мхи, лишайники, травы, древостой и др.)	1,5	0,6	1,5	4,5	3,0	0,21	11,3	0,0094
Грибы:								
плодовое тело	1,5	0,6	1,5	0,06	3,0	0,0002	6,7	0,0056
мицелий	4,5	0,6	4,5	0,06	3,0	0,0002	12,7	0,0110
Почвенная растительность (корни и корешки, семена и пр.)	4,5	0,6	4,5	0,15	2,0	0,0100	11,8	0,0098
Почвенные организмы	4,5	3,3	4,5	7,5	3,0	0,11	22,9	0,0190
Высшие млекопитающие	6,9	15,7	9,0	37,3	0,06 *	38,7	107,7	0,0900

* Доза в тканезквивалентном слое толщиной, равной длине пробега альфа-частицы, умноженная на взвешивающий коэффициент, равный отношению ПД эффективной дозы (1 мЗв/год) к ПД для кожи (50 мЗв/год).

Как и следовало ожидать, максимальные дозы соответствуют более высокоорганизованной живой материи. Что касается значения IRE_Б, то более реалистичные, хотя и консервативные оценки этого показателя много меньше единицы (практически на два порядка) и только для высших млекопитающих приближаются к уровню, равному 0,1. Это очень убедительный довод в пользу примата гигиенического подхода к обеспечению радиационной безопасности окружающей среды.

Полученные оценки сделаны для трех наиболее радиологически и радиэкологически значимых радионуклидов — ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu . Однако в принципе не составляет особого труда провести аналогичные расчеты для любого радионуклида, хотя с учетом сказанного можно ожидать, что радиационное воздействие других радионуклидов на биокомпоненты наземных экосистем будет меньше, чем воздействие ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu . Отметим также, что для объектов атомной энергетики в соответствии с санитарными правилами АС-99 доза для населения от газоаэрозольных выбросов составля-

ет 1% ПД по НРБ-99, вследствие чего дозы на биоконпоненты по крайней мере в 100 раз меньше, чем оцененные.

Вообще говоря, то, что при регламентировании радиационного состояния наземных экосистем можно ориентироваться только на показатели, характеризующие их состояние с точки зрения санитарного благополучия для населения, не означает, что для компонентов наземных экосистем нормативов устанавливать не следует.

Во-первых, их установления требует современное законодательство, и это требование может быть удовлетворено на базе применения гигиенического подхода. При этом уровни регламентирования содержания радионуклидов в объектах внешней среды и уровни воздействия на биоконпоненты можно рассматривать в качестве контрольных уровней.

Во-вторых, экологические нормативы содержания радиоактивных веществ и нормативы радиационного воздействия крайне необходимы для решения вопросов обоснования безопасности действующих и проектируемых объектов использования атомной энергии и ядерных технологий.

В-третьих, остаются определенные вопросы в отношении экосистем, которые слабо участвуют в процессах формирования дозы для населения (например, аккумуляционные экосистемы болотного типа, искусственные экосистемы на мелиорированных землях).

В-четвертых, требуют решения вопросы дифференцированного определения, обоснования и классификации уровней «критических» воздействий для различных компонентов экосистемы и «экосистемный» отклик на эти воздействия.

Последний пункт требует особого внимания. В данной работе в качестве допустимого уровня воздействия на биоконпоненты взята годовая доза, равная 400 мГр/год, в соответствии с рекомендациями [6]. Этот выбор достаточно обоснован в контексте подходов к радиационной защите окружающей среды, сформулированных МКРЗ, и моделей экологического воздействия ионизирующего излучения.

Общая концептуальная модель действия долгосрочного (хронического) облучения ионизирующей радиацией во всем диапазоне существующих и возможных мощностей доз на все уровни организации живой природы (организмы, популяции, сообщества, экосистемы, биосферу), основанная на учете изменений в наиболее радиочувствительных структурах и функциях живых организмов и надорганизменных систем, предложена Г. Г. Поликарповым [23—25]. Она включает в себя зоны мощностей доз ионизирующих излучений в окружающей среде и наблюдаемую чувствительность к ним на организменном и экосистемном уровнях:

- зону неопределенности (ниже наименьшего уровня естественного фона ионизирующих излучений);

- зону радиационного благополучия (диапазон уровней естественного фона ионизирующей радиации);
- зону физиологической маскировки (0,005—0,1 Гр/год или Зв/год);
- зону экологической маскировки (0,1—0,4 Гр/год или Зв/год);
- зону поражения сообществ и экосистем (\gg 0,4 Гр/год или Зв/год);
- радиационный порог гибели биосферы (\gg 1 МГр/год или МЗв/год).

В соответствии с этой моделью оцененные консервативные значения доз на биокомпоненты лежат в диапазонах зон радиационного благополучия и физиологической маскировки, т. е. не представляют серьезной экологической опасности.

Шкала радиационных эффектов МАГАТЭ для наземных млекопитающих приводится в [6]. Нельзя не отметить чрезвычайную жесткость экологических моделей радиационного воздействия МАГАТЭ, по шкале эффектов они по сути не только не отличаются от классификации радиационных эффектов для человека, но даже еще более строги. В связи с этим закономерно возникает вопрос о степени научной обоснованности этих моделей, возможности и целесообразности их использования при решении задач обеспечения радиационной безопасности практической деятельности.

В заключение отметим, что по нашему мнению на сегодня нет веских оснований для отказа от гигиенического принципа радиационной защиты в пользу экологического. Тем не менее было бы крайне интересно построить такой сценарий облучаемости, при котором хотя бы теоретически могла реализоваться ситуация, позволяющая ставить вопрос о необходимости смены парадигм.

Литература

1. *Аганов А. М., Арутюнян Р. В., Казаков С. В.* и др. О перспективах законодательного регулирования вопросов радиационной безопасности. — М., 2002. — 36 с. — (Препринт / ИБРАЭ; № ИБРАЭ-2002-25).
2. *Большов Л. А., Арутюнян Р. В., Линге И. И.* Ядерные технологии и проблемы экологии // Вторая научно-техническая экологическая конференция Минатома России «Экология ядерной отрасли» (Москва, Минатом России. 6 июня 2001 г.): Сборник докладов. — М., 2001. — С. 24—35.
3. *Алексахин Р. М., Булдаков Л. А., Губанов В. А.* и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общ. ред. Л. А. Ильина и В. А. Губанова. — М.: ИздАт, 2001. — 752 с.

4. Онкологическая «цена» тепловой и атомной электроэнергии / Под ред. акад. РАМН Л. А. Ильина и проф. И. П. Коренкова. — М.: Медицина, 2001. — 240 с.
5. *Алексахин Р. М.* Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экологический принципы // Рефераты докладов Тринадцатой ежегодной конференции Ядерного общества России «Экологическая безопасность, техногенные риски и устойчивое развитие». Москва, 23—27 июня 2002 г. — М., 2002. — С. 20—23.
6. Оценка радиозокологических ситуаций и управление качеством окружающей среды в районах размещения типовых предприятий отрасли: Сводный отчет о выполнении технического задания на научно-техническую работу по Государственному контракту № 2.00.28.01.3115 от 03.05.2001 г. — М., 2002. — 98 с.
7. *Успенская Е. Ю., Печкуров А. В.* Природоохранные нормативы как основа обеспечения радиационной безопасности окружающей среды // Рефераты докладов Тринадцатой ежегодной конференции Ядерного общества России «Экологическая безопасность, техногенные риски и устойчивое развитие». Москва, 23—27 июня 2002 г. — М., 2002. — С. 115—116.
8. Архив электронных версий журнала «Барьер безопасности». Вып. 05 (24) — 17.09.2001 // <http://www.eco-news.ru>.
9. Радиационная безопасность: Рекомендации МКРЗ 1990 г. — Ч. 1: Пределы годового поступления радионуклидов в организм работающих, основанные на рекомендациях 1990 года: Публикация 60, — Ч. 1, 61МКРЗ / Пер. с англ. — М.: Энергоатомиздат, 1994. — 192 с.
10. *Казаков С. В.* Оценка радиозокологического состояния водных объектов. — М., 2003. — (Препринт / ИБРАЭ; № IBRAE-2003-01).
11. Источники и эффекты ионизирующего излучения: Отчет НКДАР ООН 2000 г. Генеральной Ассамблее с научными приложениями. — Т. 1: Источники (часть 1) / Пер. с англ.; Под ред. акад. РАМН Л. А. Ильина и проф. С. П. Ярмоненко. — М.: РАДЭЖОН, 2002. — 308 с.
12. Схемы распада радионуклидов. Энергия и интенсивность излучения: Публикация 38 МКРЗ: В 2 ч. — Ч. 1: В 2 кн. — Кн. 1 / Пер. с англ. — М.: Энергоатомиздат, 1987. — 320 с.
13. *Машкович В. П., Кудрявцева А. В.* Защита от ионизирующих излучений: Справочник: 4-е изд., перераб. и доп. — М.: Энергоатомиздат, 1995. — 496 с.
14. *Щеглов А. И., Цветнова О. Б.* Грибы — биоиндикаторы техногенного загрязнения // Природа. — 2002. — № 11 (http://vivovoco.rsl.ru/vv/journal/nature/11_02/myco2.htm#9).

15. Панченко С. В., Панфилова А. А. Роль лесных экосистем в формировании дозовых нагрузок на население. — М.: 2000. — 50 с. — (Препринт / ИБРАЭ; № ИБРАЭ-2000-01).
16. Щеглов А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. — М.: Наука, 1999. — 268 с.
17. Kenigsberg J., Belini M., Tikhomirov F. et al. Exposures from Consumption of Forest Produce // The radiological consequences of the Chernobyl accident. — Minsk, 1996. — P. 107—120.
18. Дождевые черви в почвах речных пойм Брянской области, загрязненных радионуклидами // <http://www.vernadsky.dnttm.ru>.
19. Вермитехнология // <http://bgsha.com/science/eco/r712.htm>.
20. Тихомиров Ф. А., Щеглов А. И. Радиоэкологические последствия Кыштымской и Чернобыльской аварий в лесных экосистемах // Экология регионов атомных станций (ЭРАС-1): Сб. статей / Под общ. ред. Ю. А. Егорова. — Вып. 1. — М.: АЭП, 1995. — С. 71—88.
21. Схемы распада радионуклидов. Энергия и интенсивность излучения: Публикация 38 МКРЗ: В 2 ч. — Ч. 2. — Кн. 2 / Пер. с англ. — М.: Энергоатомиздат, 1987. — 480 с.
22. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: Справочник / В. А. Баженов, Л. А. Булдаков, И. Я. Василенко и др.; Под ред. В. А. Филова и др. — Л.: Химия, 1990. — 464 с.
23. Polikarpov G. G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems in all possible dose rates of ionising radiation in the environment RADOC 96-97, Norwich/Lowestoft, 8—11 April, 1997 // Radiation Protection Dosimetry. — 1998. — № 75. — P. 181—185.
24. Polikarpov G. G. The future of radioecology: in partnership with chemocology and eco-ethics // J. of Environmental Radioactivity. — 2001. — № 53. — P. 5—8.
25. Поликарпов Г. Г. Перспективы развития радиохомеоэкологии в XXI веке (45-летие морской радиоэкологии в ИнБИОМ НАН Украины) // Экология моря. — 2001. — Вып. 57. — С. 91—97.

Экологические методы реабилитации загрязненных водоемов, используемых в ядерном топливном цикле

И. А. Гонтаренко, С. В. Казаков, А. Ю. Пахомов, С. С. Уткин

1. Введение

Одной из наиболее острых проблем современности является обеспечение охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов. Как и для любой другой высокотехнологичной отрасли, для ядерно-промышленного комплекса характерно наличие ряда проблем, в том числе экологических. Истоки серьезных проблем в области экологии окружающей среды, сложившихся в настоящее время на предприятиях ядерного топливного цикла (ЯТЦ), формировались на протяжении нескольких десятилетий, когда в рамках государственного оборонного заказа ставились беспрецедентные по сложности и срокам реализации научно-технические и производственные задачи по созданию ядерного оружия. Одной из основных экологических проблем регионов размещения предприятий ЯТЦ является обеспечение безопасной эксплуатации и содержания водных объектов. Это связано с тем, что водные объекты — естественные накопители радионуклидов и поэтому относятся к критическим экосистемам. Примерами неблагоприятной экологической обстановки могут служить промышленные водоемы ФГУП «Производственное объединение «Маяк»» (в том числе водоемы Теченского каскада водоемов), водоемы, загрязненные в результате кыштымской радиационной аварии в 1957 г. и аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. В настоящее время на этих водных объектах требуется проведение различных реабилитационных мероприятий, направленных на уменьшение содержания радионуклидов, предотвращение поступления радиоактивных веществ в окружающую среду, регулирование гидрологического режима. С нашей точки зрения, помимо чисто технических мероприятий представляется оправданным применение так называемых экологических методов реабилитации.

2. Использование лесных насаждений для регуляции гидрологического режима водоемов и решения других экологических проблем

Роль леса как одного из факторов, влияющих на уровень поверхностных и грунтовых вод, достаточно хорошо изучена. Практически все исследователи как у нас в стране, так и за рубежом признают, что лес выполняет водорегулирующие функции. О влиянии леса на смягчение паводков и выравнивание годового стока говорится в работах А. И. Воейкова [1], Г. Н. Высоцкого [2], А. Л. Дубаха [3], А. А. Молчанова [4] и др. Водорегулирующее влияние леса обусловлено созданием в лесных экосистемах иных, нежели на безлесной территории, условий формирования стока со специфическими режимами (температурным, влажностным), что сказывается на интенсивности суммарного испарения и стока. В отличие от открытых территорий лес характеризуется другим водным режимом и водопроницаемостью почвы, которая во многом определяет перевод склонового стока в почвенный и грунтовый.

В лесу задерживаются почти все осадки. Сток здесь не превышает 3% годовых осадков, в то время как на лугу он достигает 38%. Внутренний и подземный сток в лесу составляет 42%, а в поле — только 18%. Влагодомоющая подстилка гасит скорость стоков и удерживает 100—500% и более воды по отношению к весу подстилки. Испарение влаги из подстилки в 6,5 раза ниже, чем с поверхности поля. Такая поглотительная способность лесонасаждений особенно важна для районов с ливневым характером осадков. Высокая пористость гумусового горизонта лесных почв (51—73%) способствует максимальному поглощению воды и ее очистке от химических, органических и бактериологических примесей. Число бактерий в воде, протекающей через лес, снижается в 10—100 раз по сравнению с поступающей в него водой, в результате сильно загрязненные поверхностные воды становятся питьевыми.

Леса — важный фактор увлажнения атмосферы. За летний период поле и луг испаряют в среднем от 300 до 400 мм воды, а лес — 400—500 мм. Лиственный лес с гектара испаряет за сезон 2500 т влаги. Практические исследования показывают, что гектар лесополосы распространяет свое действие на 35—40 га пашни. Защитное влияние лесополос проявляется в снижении скорости ветра в приземном слое, уменьшении испарения влаги с поверхности почв (на 30—40%) и растений (на 20%), снижению температуры летом и повышению ее зимой (на 1—6°). На защищенных полосами полях улучшаются микроклимат и гидрологический режим, на каждом гектаре сохраняется до 600—800 м³ воды.

Экосистемы леса оказывают существенное влияние на формирование снежного покрова, величину снегозапасов, процессы снеготаяния. Эти процессы особенно важны для формирования водного режима рек и озер, так как значительная их часть относится к водным объектам со снеговым питанием. В лесу к началу весеннего снеготаяния, как правило, формируется снежный покров с более значительным запасом воды, чем на открытых пространствах. При этом, как показывают результаты исследований в различных регионах, величина снегозапасов во многом определяется характеристикой насаждений. Наиболее мощный снежный покров образуется в лиственных лесах, менее мощный — в высокополнотных (т. е. характеризующихся большой плотностью стволов на единицу площади) ельниках. В последних снегозапасы могут быть меньше, чем на открытых участках [4—7].

Значительное влияние на формирование водного режима в весенний сезон оказывает ход снеготаяния. Чем он интенсивнее, тем интенсивнее протекает и половодье. Здесь также выявлена зависимость от характеристик лесных насаждений. В ельниках интенсивность снеготаяния примерно в 1,2 раза меньше, чем в сосняках и лиственных насаждениях. В таежной зоне максимальная величина этого показателя наблюдается в насаждениях с наибольшими снегозапасами. В связи с этим в различных насаждениях сход снега происходит примерно в одни сроки [4; 5; 8], из чего следует, что смена темнохвойных лесов на лиственные может отрицательно сказаться на выполнении лесом водорегулирующей функции.

Интенсивность снеготаяния, глубина промерзания и интенсивность оттаивания почвы напрямую зависят от процесса формирования и мощности снежного покрова. Эти факторы имеют большое гидрологическое значение. Мерзлые почвы обычно отличаются плохой водопроницаемостью, что способствует возрастанию склонового стока и соответственно повышению уровня половодья. Исследования в различных регионах показали, что наибольшее промерзание и более позднее оттаивание почвы происходит в ельниках. Наименьшие значения этих показателей наблюдаются в лиственных насаждениях, где создаются лучшие условия для перевода склонового стока в почвенный [5—7; 9].

Водорегулирующая способность лесных насаждений зависит от их породного состава, возраста, полноты и т. д., а степень проявления этой функции — от почвенно-грунтовых условий и размещения леса по территории водосбора. Эти результаты были получены на небольших по площади объектах — стоковых и воднобалансовых площадках. Был сделан вывод, что водорегулирующую функцию наилучшим образом выполняют насаждения лиственных пород. Для максимального ее повышения (в сочетании с получением древесины хвойных пород) целесообразно выращивать смешанные насаждения сложного строения [5—7; 9]. На больших водосборах сток определяют расчетным путем как остаточную часть водного баланса.

Это не позволяет в полной мере количественно оценить водорегулирующее влияние леса на водный режим рек. К другому методу оценки данной функции леса можно отнести исследования на репрезентативных малых водосборах, где сток определяется в ходе непосредственных измерений. Подобные объекты представляют собой относительно закрытые (по стоку) природные системы со свойственным только им набором насаждений и почвенных условий. В связи с этим при исследованиях на малых парных водосборах оценивается влияние их лесистости на русловой сток и его динамику. Такие исследования позволяют рассмотреть характеристики стока на лесных и полевых (или малооблесенных) водосборах в различные сезоны, а также фазы гидрологического режима и в первом приближении оценить влияние леса.

Как показывают многочисленные исследования, во всех лесорастительных зонах сток половодья на полевых водосборах по сравнению с лесными водосборами характеризуется более высокими максимальными модулями стока (т. е. количествами воды, стекающей с единицы площади водосбора в единицу времени). Наиболее отчетливо это проявляется на водосборах в подзоне южной тайги и зоне смешанных лесов. Отношение значений максимальных модулей стока на полевых водосборах и значений этого показателя на лесных водосборах указанных зон равно соответственно 5,32 и 5,64. Севернее и южнее этих лесорастительных зон величина соотношения снижается. В средней тайге она равна 1,44, в зоне лиственных лесов — 2,60, в лесостепи — 2,30.

Приведенные данные в определенной мере могут быть использованы для оценки водорегулирующей роли леса в половодье. На малых водосборах она наиболее выражена в подзоне южной тайги и в зоне смешанных лесов (среднее соотношение модулей стока — 5,51). На малых водосборах средней тайги водорегулирующее влияние леса в половодье проявляется в меньшей мере. Зональные особенности влияния лесистости малых водосборов сказываются и на значениях коэффициента стока в половодье. Оно менее значимо в средней тайге, где при увеличении лесистости на каждые 10% коэффициент стока (соотношение модулей стока) в половодье уменьшается на 0,018. В подзоне южной тайги, в зоне смешанных и лиственных лесов это значение возрастает до 0,048 и достигает максимального значения в лесостепной зоне — 0,052.

Таким образом, на малых водосборах средней тайги по сравнению с другими лесорастительными зонами снижение лесистости в меньшей мере влияет на величину стока в половодье. Здесь при увеличении лесистости на каждые 10% объем стока в половодье уменьшается примерно на 32 м³/га. В более южных районах лесной зоны и лесостепи это значение составляет 64 м³/га.

Исследованиями на малых водосборах средней и южной тайги установлено, что в меженный период при среднем количестве осадков 260 мм и средней продолжительности 170 суток повышение лесистости на 10% приводит к увеличению стока в среднем на 2,6 мм, или на 26 м³/га. При росте осадков до 354 мм это значение составляет 67 м³/га. В целом сток на малых водосборах средней тайги при увеличении лесистости на каждые 10% возрастает на 35 м³/га. Следует отметить, что в условиях средней тайги снижение лесистости территории до 45% при размещении насаждений вдоль водотока не вызывает существенного изменения характеристик меженного стока в летне-осенний сезон [5].

Исследования на малых водосборах площадью примерно до 0,5 км² не позволяют раскрыть одну из сторон проявления водорегулирующей функции лесов — влияние на распределение руслового стока по сезонам года. Так в условиях средней тайги доля весеннего стока на водосборах с высокой лесистостью (около 80%) отличалась от таковой на безлесном водосборе всего на 3%, т. е. находилась в пределах точности гидрометрических измерений [5]. Аналогичные результаты были получены на малых водосборах Валдайского филиала Государственного гидрологического института [11]. На водосборе лога Таежный (площадь — 0,45 км², лесистость — 99%) доля весеннего стока составляла 61%, что только на 4% меньше, чем на водосборе лога Усадьевский (площадь — 0,36 км², лесистость — 3%).

Причиной неполного раскрытия рассматриваемой функции лесов на малых водосборах, как показывают исследования ряда авторов [6; 11; 12], является недоучет грунтовой составляющей руслового стока. Полный сток может быть получен лишь при его изучении на реках с относительно крупными по площади (более 100 км²) бассейнами [13]. Такие водосборы часто характеризуются мозаичностью почвенно-грунтовых условий. На их территории обычно произрастают различные по составу, возрасту и полноте насаждения. Поэтому здесь, как и на малых водосборах, водорегулирующее влияние леса оценивается через изменение лесистости территории. В качестве показателей, характеризующих водорегулирующую функцию, используются: внутригодовое распределение стока, объемы стока в половодья и дождевые паводки, максимальные расходы воды [12], коэффициент неравномерности стока (отношение наибольшего в году среднемесячного расхода воды к наименьшему), соотношение максимальных модулей стока на лесных и малолесных бассейнах рек, доля весеннего стока в общем годовом стоке, разность между объемами весеннего стока рек с лесными и малооблесенными бассейнами и др. [13].

Лесистость водосборов оказывает существенное влияние на долю стока в половодье в общем годовом стоке. Исследованиями В. В. Рахманова на обширной территории бассейна Верхней Волги установлено, что при увеличении лесистости бассейнов с 15—20% до 70—80% доля стока полово-

дья снижается с 60—65% до 35—40% [8]. Такая тенденция особенно четко проявляется в многоводные годы, а в маловодные влияние леса на перераспределение стока несколько ослаблено. Уменьшение доли стока в половодье с возрастанием лесистости территории происходит вследствие увеличения стока в летне-осенний и зимний сезоны.

Установлено, что увеличение лесистости бассейнов приводит к более равномерному распределению речного стока. Снижается максимальный модуль стока и возрастает минимальный, увеличиваются соотношения основных расходных характеристик. Изменение значений некоторых показателей не происходит пропорционально изменению лесистости бассейнов. Так, максимальный модуль стока, отношения максимального расхода воды в половодье к среднему расходу в половодье и к среднему расходу вод в группе бассейнов с лесистостью 31—60% существенно меньше по сравнению с водосборами, имеющими лесистость до 30%. При увеличении же лесистости с 31—60% до 61—86% указанные показатели снижаются в значительно меньшей степени. Изменение значений отмеченных трех показателей равномерности стока во второй группе бассейнов по сравнению с первой обусловлено главным образом увеличением лесистости до 50%, так как из 12 бассейнов этой группы 11 имели лесистость 31—49% и только лесистость одного бассейна составляла 60%.

Исследования водорегулирующей роли лесов в различных зонах увлажнения были выполнены П. Ф. Идзоном, Г. С. Пименовой и О. П. Цыгановой [13]. На основе анализа речного стока по 141 паре малолесных и лесных бассейнов площадью от 232 до 6940 км² были рассчитаны пять показателей, характеризующих водорегулирующее влияние леса: показатель неравномерности стока K — отношение наибольшего среднемесячного расхода воды за год к наименьшему; отношение объема весеннего стока к общему годовому W ; объем весеннего стока R ; отношение максимальных модулей стока M ; число случаев более высокого стока за весенние месяцы на лесных реках N .

Анализируя показатель неравномерности стока, авторы приходят к выводу, что лесистость бассейнов в зоне избыточного увлажнения (в западной части подзоны южной тайги и центральной части подзоны хвойно-широколиственных лесов) не оказывает существенного влияния на долевое участие весеннего стока в общем годовом стоке. По 38 парам бассейнов со средней лесистостью малооблесенных бассейнов 15% и лесных 51% доля весеннего стока изменялась незначительно и составила 56% и 54%. Вместе с тем для малооблесенных бассейнов (средняя лесистость — 15%) коэффициент неравномерности оказался больше. Так, в избыточно влажной зоне на реках с малооблесенными бассейнами $K = 43,0$, на реках с лесными бассейнами $K = 37,4$. Увеличение значений этого показателя на малооблесенных бассейнах по сравнению с лесными составляет 15%. Эта

величина значительно меньше, чем во влажной (44%) и слабозасушливой (163%) зонах. Данное обстоятельство авторы объясняют, во-первых, увеличением интенсивности снеготаяния к югу и, во-вторых, некоторым уменьшением в направлении с севера на юг абсолютной разницы подземного питания рек в рассматриваемых парах бассейнов. Анализ тенденций в изменении коэффициентов неравномерности стока по каждой паре бассейнов показывает, что она не имеет максимального значения при наибольшей лесистости лесного бассейна. По мнению авторов, при полной облесенности бассейнов наибольшего водорегулирующего влияния леса не прослеживается. Согласно полученным данным благодаря влиянию леса на облесенных реках в избыточно влажной зоне средний прирост стока в год за летне-осенний период равен $15\,000\text{ м}^3/\text{км}^2$, а прирост минимального стока при 50%-ной обеспеченности — $12\,600\text{ м}^3/\text{км}^2$. Во влажной зоне эти величины составляют соответственно 6200 и $11\,600\text{ м}^3/\text{км}^2$, а в слабозасушливой — 4700 и $6620\text{ м}^3/\text{км}^2$ [13].

Для условий северо-запада европейской территории страны положительное влияние леса на водный режим рек подтверждается исследованиями С. Ф. Федорова [11]. Проанализировав русловой сток по 14 сравнительно большим бассейнам ($1410\text{—}14\,700\text{ км}^2$), он установил, что при увеличении лесистости водосборов с 26% до 63% доля весеннего стока уменьшается примерно на 14%. Последнее обусловлено главным образом повышением лесистости до 44%. С увеличением лесистости с 26—30% до 40—44% доля весеннего стока снижается с 62—70% до 50—53%. При дальнейшем увеличении лесистости территории до 51—63% этот показатель существенно не изменяется и составляет в среднем 53%.

А. И. Субботин при анализе руслового стока десяти рек Подмосковья выявил примерно те же тенденции влияния лесистости бассейнов на распределение стока рек [10]. На трех водосборах площадью $17\text{—}40\text{ км}^2$ увеличение лесистости с 45% до 75% несущественно повлияло на долевое участие весеннего стока в годовом стоке рек. Доля весеннего стока изменилась незначительно — с 55% до 51—52%. На семи водосборах площадью $1140\text{—}15\,200\text{ км}^2$ при увеличении лесистости бассейнов с 20% до 58% доля стока в половодье снизилась с 56% до 40%, а доля стока за июль-октябрь увеличилась с 17% до 22%.

А. П. Бочков, исследовав влияние леса на внутригодовое распределение речного стока 48 рек лесостепной зоны, установил, что уменьшение лесистости приводит к увеличению весеннего стока рек. В безлесном бассейне он достигает 80% годового стока, а в лесном снижается до 45%. Такое перераспределение происходит за счет снижения поверхностного стока и увеличения грунтового [14].

Неоспоримые данные о положительном влиянии леса на водный режим рек получены и для других регионов страны [15—18]. Р. В. Опритова, рассмотрев данные гидрологических наблюдений на ряде рек Приморского края, пришла к заключению, что с увеличением лесистости бассейнов происходит перераспределение стока во времени. В бассейнах, залесенных на 49—79%, его максимальные месячные объемы уменьшаются на 5—17 мм. Примерно на столько же увеличиваются минимальные месячные объемы. Зимний сток с сильно облесенных водосборов составляет в среднем 4 мм, а с малооблесенных — только 1,6 мм. Уменьшение лесистости бассейнов до 20—30% снижает грунтовый сток в 2—2,5 раза и приводит к промерзанию и пересыханию русла рек [18].

Таким образом, повышение лесистости регионов размещения предприятий ЯТЦ позволит смягчить паводки и выровнять годовой сток, перевести склоновый сток в почвенный и грунтовый. Лесные насаждения позволят снизить интенсивность хода снеготаяния. Увеличение лесистости на каждые 10% приведет к уменьшению объема стока в половодье примерно на 64 м³/га и к более равномерному распределению стока. Снизится максимальный модуль стока и возрастет минимальный, увеличиваются соотношения основных расходных характеристик. Помимо этого, лесные насаждения будут препятствовать ветровому выносу радионуклидов с территорий размещения предприятий ЯТЦ и минимизировать радиоэкологический ущерб от различных природных катаклизмов (смерчей, ураганов и т. д.).

3. Использование гидробионтов для реабилитации загрязненных радионуклидами водоемов

Очень интересным и актуальным направлением в решении проблем реабилитации водоемов является использование водной растительности, водорослей и других гидробионтов. Все живые организмы не только существуют в водоеме, но и выполняют определенную экологическую функцию, поддерживая процесс жизнедеятельности всей экологической системы в целом.

Высшая водная растительность играет большую роль в самоочищении воды и насыщении ее кислородом. Обитающие в толще воды низшие водоросли (фитопланктон) обогащают воду кислородом и создают основную массу органического вещества в процессе фотосинтеза. Бактерии, в свою очередь, перерабатывают это органическое вещество, разлагая его на минеральные составляющие. В то же время сами бактерии служат пищей для многих мельчайших беспозвоночных, обитающих в толще воды (зоопланктона) или в грунте (зообентос). Зоопланктон и зообентос, как и фито-

планктон, служат пищей для рыб. Эти звенья составляют пресноводную пищевую (так называемую трофическую) цепь.

Роль растений в явлениях миграции радионуклидов в литературных источниках обсуждается достаточно давно. Вовлекая радиоактивные вещества в биологический цикл, растения противостоят процессам их redistribution. Однако и в настоящее время в этих процессах остается много не выясненного. В многочисленных литературных источниках, среди которых особенно выделяются работы Н. В. Тимофеева-Ресовского и его сотрудников [25—27], содержатся данные о накоплении пресноводными организмами радиоактивных элементов.

С точки зрения реабилитации природных объектов наиболее интересными являются вопросы накопления долгоживущих радионуклидов различными гидробионтами и вопросы биологической продуктивности, касающиеся возможности разведения тех или иных видов водной растительности, а также методов увеличения продуктивности водоемов.

Решающую роль в процессах накопления радионуклидов играют физико-химические условия водоема и виды присутствующих в нем растительности, водорослей и рыб. Наибольшее влияние на эти процессы оказывает температура водоема, но действие ее неоднозначно. Она влияет не только непосредственно на поглощение изотопов различными видами гидробионтов, но и косвенно через воздействие на скорости протекания биологических процессов в самом водоеме [28; 29].

Также на накопление радионуклидов большое влияние оказывает освещенность водоема. Цезий гораздо лучше накапливается на свету, в то время как аккумуляция стронция практически не зависит от световых условий. В отношении ^{137}Cs просматривается зависимость его накопления не только от освещения, но и от типа растений. Отмечается, что на красных водорослях его накопление больше, чем на зеленых.

Скорость накопления различных радионуклидов в одинаковых условиях также различна. Отмечается, что стронций достаточно быстро поглощается растениями до состояния равновесия, а ^{137}Cs имеет высокую скорость поглощения только в течение суток, затем этот процесс замедляется.

Интересны также исследования процессов обратного выделения этих радионуклидов. Так, скорость выделения ^{90}Sr из цистозеры прямо зависит от времени предварительного пребывания в активной воде. Скорость выхода этого элемента на единицу его концентрации в растворе при трехчасовой экспозиции составляла порядка $3,7 \cdot 10^{-2}$, а при двухсуточной — $2,3 \cdot 10^{-2}$.

Большое значение в этом процессе имеет также вид растения или водорослей. Клетки картерии, культивировавшиеся в растворе ^{90}Sr в течение 12 суток после пересадки в неактивную воду, потеряли через двое суток

менее 2% активности, а накопленный в красных водорослях ^{134}Cs практически не выделялся в среду на протяжении нескольких недель.

Приведенные примеры свидетельствуют о многообразии и сложности процессов накопления радионуклидов различными гидробионтами, поэтому при разработке реабилитационных технологий необходим период наблюдений и исследования режимов и условий выбранного водоема, а также анализ видов естественного гидроценоза и видов, дополнительно вносимых для разведения. Предварительный анализ эффективности накопления радионуклидов различными гидробионтами может быть проведен по имеющимся литературным данным.

В 1981 г. ООН в связи с катастрофическим загрязнением водоемов планеты приняла решение о повсеместном внедрении эйхорнии — реликтового многолетнего плавающего растения, способного практически полностью очищать воду от различных загрязнений. В те годы водный гиацинт (так называют эйхорнию) в средней полосе России не прижился, так как это растение не переносит холода и в зимних условиях неизбежно погибает.

В разных странах культивируется и другие виды растений, но они существенно уступают эйхорнии в продуктивности. С помощью этого растения из воды можно удалить не только долгоживущие радионуклиды стронция и цезия, но и большинство биогенных элементов (азот, фосфор, калий, магний, сера). Исчезают такие промышленные ингредиенты, как фенол, сульфаты, нефтепродукты, фосфаты. Результаты санитарно-бактериологического анализа показали, что в пробе, взятой из водоема, уничтожены многие виды бактерии.

В [30] приводятся результаты опытов по определению коэффициента накопления 12 химических элементов десятью пресноводными водорослями. В экспериментах использовались радиоизотопы ^{32}P , ^{35}S , ^{45}Ca , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{147}Pm , ^{203}Hg . Изучалось их накопление в одноклеточных и колониальных видах зеленых водорослей. Радиоизотопы вносились в фильтрованную озерную воду с $\text{pH} = 8$ из расчета примерно 1000 имп./мин на 1 см^3 воды. Концентрация элементов (радиоактивный изотоп плюс стабильные) в экспериментальных растворах составляла 10^{-9} моль для Y, Ru, Cs, Ce, Pm, 10^{-6} моль для P, Co, Sr, 10^{-5} моль для Hg, 10^{-4} моль для S, Zn и 10^{-3} моль для Ca.

Пробы воды и растений отбирались через 8 и 16 сут после начала опыта. К этому времени коэффициенты накопления (КН) достигают постоянного уровня. После высушивания проб определялась их радиоактивность путем просчета на установке типа Б-2 с торцовым счетчиком.

Рассмотрение полученных данных позволяет сделать следующие выводы:

- Водоросли в целом обладают более высоким КН по всем элементам, чем другие пресноводные организмы.

- Обработка материала с помощью дисперсионного анализа показала, что КН разных элементов в пределах одного вида водорослей отличается значительно большей вариабельностью, чем КН одного и того же элемента различными видами водорослей. Отсюда следует, что величина КН в большей степени определяется природой химического элемента, чем видовой принадлежностью организма. Поэтому естественно, что классификация элементов по степени их накопления в общих чертах одинакова для таких различных в систематическом отношении групп, как бактерии, водоросли, высшие водные растения и водные животные.
- Изученные элементы можно классифицировать следующим образом: группа слабо накапливаемых элементов (S, Ca, Sr, Cs), промежуточная группа (P, Co, Ru) и группа исключительно аккумулируемых (Zn, Y, Ce, Pm, Hg). Несмотря на высокий средний КН, кобальт отнесен к промежуточной группе, так как у большинства водорослей его КН измеряется сотнями и тысячами. Величина же среднего по всем видам КН завышена за счет чрезвычайно высокого коэффициента накопления кобальта мужоцией (238 000).
- Среди физико-химических факторов, влияющих на степень накопления элементов растениями, нужно отметить положение элемента в периодической системе, его концентрацию в растворе и солевой состав среды. Элементы-аналоги, как правило, имеют близкие КН (Sr, Ca; Y, Ce, Pm). Относительно низкие КН радионуклидов стронция и цезия до известной степени обусловлены конкурентными взаимоотношениями с их аналогами — кальцием и калием (содержание калия в озерной воде 10^{-4} моль), что и было показано в специальных опытах.
- Понижение концентрации калия до 10^{-6} моль (путем двукратной дистилляции) приводило к повышению КН цезия клodoфорой в четыре раза, при понижении концентрации кальция до 10^{-5} моль КН кальция и стронция у клodoфоры повышались в 6—8 раз.
- Нитчатки в большинстве случаев более интенсивно аккумулируют химические элементы и радионуклиды, чем одноклеточные и колониальные водоросли.

Приведенные данные по накоплению радиоизотопов водорослями могут быть использованы при решении проблемы биологической очистки загрязненных радиоактивностью вод. Водоросли, обладающие высокой аккумулятивной способностью и создающие большую биомассу, могут стать важнейшими компонентами биоценозов, предназначенных для биологической дезактивации вод.

Например, для уменьшения содержания радионуклидов в воде промышленных водоемов Теченского каскада водоемов ПО «Маяк» имеет смысл использовать метод, основанный на искусственном стимулировании «цвете-

тения водоема». В процессе «цветения» образуется большое количество биомассы микроводорослей, которая аккумулирует содержащиеся в воде радионуклиды и осаждают их на дно при отмирании. С нашей точки зрения, для этого наиболее целесообразно использовать колонии синезеленых водорослей. Они характеризуются способностью к быстрому росту биомассы за короткий срок в сочетании с хорошей управляемостью этим процессом с помощью внешнего регулирования содержания азота и фосфора в воде. Использование этого метода для природных водоемов сильно ограничено в связи с угнетением и гибелью других представителей водной экосистемы (рыб, бентосных организмов и т. д.) при активном цветении воды, но для водоемов Теченского каскада это несущественно в связи с их статусом промводоемов.

Проведем оценочные расчеты применения данного метода на примере водоема В-11 Теченского каскада. Пусть A_B (Бк/м³) — удельная активность ⁹⁰Sr в воде В-11. Тогда если K (м³/кг) — коэффициент накопления этого радионуклида водорослями, то удельная активность ⁹⁰Sr, сорбированного водорослями, составит $A_{\text{вод}} = A_B K$.

Динамика изменения удельной активности стронция в воде В-11 будет выражаться следующим образом:

$$\frac{dA_B}{dt} = -\lambda A_B - qKA_B, \quad (1)$$

где q — скорость осаждения (выведения) водорослей, кг/м³·с; λ — постоянная распада ⁹⁰Sr, с⁻¹.

Решая это уравнение, получаем

$$A(t) = A_0 \exp\{(-\lambda - qK)t\}, \quad (2)$$

где A_0 — удельная активность ⁹⁰Sr в начальный момент (в данном случае в момент начала проведения реабилитационных мероприятий), Бк/м³.

Отсюда легко оценить скорость осаждения водорослей, необходимую для уменьшения удельной активности ⁹⁰Sr в воде в заданное число раз за заданный временной интервал:

$$q = \frac{-1}{K} \left[\lambda + \frac{1}{t} \ln \left(\frac{A(t)}{A_0} \right) \right]. \quad (3)$$

Поскольку непрерывное развитие и осаждение водорослей происходит не круглый год, а лишь в вегетативный период (три-четыре месяца), из формулы (3) напрямую можно получить значение скорости осаждения, необходимой для заданного уменьшения концентрации только за этот срок.

Однако зная, во сколько раз должна быть снижена удельная активность радионуклида в воде вообще p за весь срок проведения реабилитационного мероприятия (T — количество вегетативных периодов), легко понять, во сколько раз n она должна снижаться каждый год:

$$n = \sqrt[T]{p}. \quad (4)$$

Для оценочных расчетов примем, что коэффициент накопления стронция в водорослях примерно равен коэффициенту распределения этого радионуклида в системе «вода — взвесь» (1000 л/кг, по данным МАГАТЭ, 2001 г.). В настоящее время концентрация ^{90}Sr в воде В-11 находится на уровне $3 \cdot 10^3$ Бк/л, т. е. для уменьшения значения удельной активности воды до нижней границы категории жидких радиоактивных отходов ($10 \text{ УВ} = 50 \text{ Бк/л}$) требуется примерно стократное ее уменьшение. Если мы намереваемся осуществить это за десять вегетативных сезонов, то (с учетом того, что объем В-11 равен 270 млн м^3) скорость осадконакопления должна быть равна около 490 тыс. т в год. Это вполне реалистичная цифра (например, значение величины скорости естественного осадконакопления для почти в два раза меньшего по площади водоема-охладителя Чернобыльской АЭС до аварии 1986 г. составляло 120 тыс. т в год).

Чтобы вызвать бурный рост биомассы сине-зеленых водорослей, необходимо создать оптимальные условия для их развития. Для водоемов Теченского каскада лимитирующим условием является содержание азота и фосфора в воде. С целью поддержания содержания азота на уровне 0,6 мг/л и содержания фосфора на уровне 0,3 мг/л (условия бурного роста сине-зеленых — «цветения воды») предлагается вносить азотные и фосфорные удобрения. В данных условиях оптимально использовать карбамид (содержание азота — до 46%) и двойной суперфосфат (содержание фосфора — порядка 45%). Оценочно на весь период проведения реабилитационных мероприятий (десять сезонов) потребуется внести в воду порядка 3200 т карбамида и 1600 т двойного суперфосфата.

При конечной разработке данной реабилитационной технологии необходимо провести анализ имеющихся данных и, может быть, некоторые специальные детальные исследования гидрологических и гидрохимических режимов водоемов Теченского каскада водоемов (температурный и световой режимы, химический состав воды и т. д.), а также анализ видового естественного гидробиоценоза и альгоценоза промышленных водоемов ПО «Маяк».

Следует иметь в виду, что, отмирая, сине-зеленые водоросли депонируются в наиболее глубокие места рельефа дна и места повышенной фильтрации, вызывая кольматацию донных отложений и снижение их фильтрационной способности. Необходимо оценить влияние предлагаемых мероприятий на водный режим промышленных водоемов Теченского каскада.

Определенный вклад в реабилитацию природных водных объектов может также вносить зоопланктон. Многие пресноводные представители зоопланктона, как и морские планктонные организмы, обладают естественным свойством избирательно извлекать из воды или донных отложений и накапливать радиоактивные элементы, которые часто находятся в водоемах в весьма малых количествах.

Важную роль в реабилитации природных водных объектов играет и донная фауна (зообентос). Она представлена преимущественно тремя комплексами, составляющими основную биологическую массу дна в реках и озерах, водохранилищах и прудах: олигохеты тубифициды, моллюски и личинки тендипедил, которые входят в состав биоценозов. Почти все рассматриваемые виды и формы донной фауны являются составной частью кормовой базы рыб, поэтому их исследование имеет большое значение.

Основные представители фауны, обитающие в донных отложениях, являются по способу питания плотоядными или биофильтратами, которые способны пропускать через свое тело значительную часть отложений и огромные массы воды, превосходящие их собственный вес. Технологические приемы, направленные на дополнительное развитие этих видов, могут быть использованы в процессах реабилитации водоемов.

Таким образом, накопление радионуклидов гидробионтами является достаточно сложным процессом, который протекает неоднозначно. Приведенные результаты исследований свидетельствуют, что решающую роль в процессах накопления радионуклидов играют физико-химические условия водоема и вид населяющей его растительности (водорослей или планктона). Это основные условия для принятия технологических решений в реабилитационных процессах.

Необходимо отметить еще один очень важный и малоизученный вопрос, касающийся путей миграции радионуклидов — их судьбы после гибели гидробионтов. Обычно считается, что накопленные при жизни радиоактивные вещества увлекаются разлагающимися остатками на дно водоемов, где и захораниваются до полного радиоактивного распада. Действительно, ^{137}Cs , например, не только удерживается детритом бурых водорослей, но и дополнительно сорбируется ими из водных растворов. Однако ^{90}Sr ведет себя совершенно противоположным образом и почти полностью возвращается в морскую воду.

Убитые кислотой или нагреванием клетки картерии не накапливают ^{90}Sr во времени, тогда как в живой культуре в тот же период времени радиоактивность клеток возросла примерно в 200 раз. Наряду с этим мертвые протопласты эвглены и хлореллы аккумулируют ^{137}Cs больше, чем живые.

В настоящее время установлено, что ^{90}Sr является единственным известным осколочным радионуклидом, который после отмирания водоросли вновь пе-

реходит в воду. Однако та часть ^{90}Sr , которая накапливается раковинной, прочно удерживается ее кристаллической решеткой и после смерти моллюска.

С точки зрения разработки новых технологий реабилитации природных водоемов наряду с исследованием процесса накопления радионуклидов гидробионтами интересны вопросы возможности развития их новых видов, особенно таких видов водорослей, биомасса которых увеличивается под воздействием ионизирующих излучений, например, альгафлоры.

Это направление получило название санитарной гидробиологии и способно решать сложный комплекс вопросов, возникающих в связи с различными формами биологической очистки, процессами самоочищения и другими естественными процессами. Первое раннее развитие этих работ было связано с использованием флоры и фауны водоемов в виде так называемых индикаторных форм для биологического анализа и оценки степени загрязнения тех или иных природных вод. Однако в настоящее время оно достаточно полно используется для решения задач санитарной гидробиологии.

Рассмотрение особенностей превращения органических веществ при очистке водоемов с помощью хлореллы показало, что его можно отнести к процессам самоочищения водоемов со значительным притоком органических веществ, например, органических удобрений. Таким образом, наиболее перспективным направлением реабилитации в настоящее время является, видимо, сочетание повышения способности гидробионтов к накоплению радионуклидов с увеличением их биомассы.

Такие работы ведутся в основном в направлении исследований влияния различных препаратов на увеличение биомассы растительности, произрастающей в том или ином водоеме с одновременным увеличением КН. Широко исследуется также влияние на протекание рассматриваемых процессов различных видов минеральных удобрений. Минеральное комбинированное азотно-фосфорно-калиевое удобрение оказывает стимулирующее влияние на развитие нитчатых водорослей. Положительным фактором для увеличения накопления радионуклидов водорослями является также процесс циркуляции воды в водоемах. Для отдельных видов гидробионтов, например, синезеленых водорослей, отмечено увеличение биомассы в присутствии естественных радионуклидов, содержащихся в природных водах.

Таким образом, для решения проблемы реабилитации промышленных водоемов предприятий ЯТЦ, с нашей точки зрения, наиболее целесообразно использовать колонии зеленых, диатомовых, сине-зеленых водорослей. Водоросли хорошо накапливают радионуклиды, характеризуются способностью к быстрому росту биомассы за короткий срок, а управление этим процессом с помощью регулирования содержания основных биогенных элементов (азота, фосфора, калия, кальция и др.) в воде несложно.

4. Заключение

В настоящее время можно говорить о том, что существующие экологические методы реабилитации водоемов, используемых в ЯТЦ, применимы наравне с хорошо известными традиционными технологическими приемами. Так, показано, что повышение лесистости регионов размещения предприятий ЯТЦ позволяет смягчить паводки и выровнять годовой сток, уменьшить объем стока в половодье, перевести склоновый сток в почвенный и грунтовый. Помимо этого лесные насаждения будут препятствовать ветровому выносу радионуклидов с территорий размещения предприятий ЯТЦ и минимизировать радиоэкологических ущерб от различных природных катаклизмов (смерчей, ураганов и т. д.).

Использование гидробионтов является актуальным направлением в решении проблем реабилитации загрязненных водоемов. С помощью гидробионтов из воды можно удалить не только радионуклиды, но и большинство биогенных элементов, таких как азот, фосфор, калий, магний, сера. Исчезают такие промышленные ингредиенты, как фенол, сульфаты, нефтепродукты, фосфаты, уничтожаются многие виды бактерий. Водоросли, обладающие высокой аккумулятивной способностью и создающие большую биомассу, могут стать важнейшими компонентами биоценозов, предназначенных для биологической дезактивации вод.

Методы реабилитации, основанные на экологических подходах, отличаются высокой экономической эффективностью и долгосрочностью. Эти методы хорошо воспринимаются общественностью, что в настоящее время может быть достаточно весомым фактором. Тем не менее промышленные водоемы, используемые в ЯТЦ, являются экосистемами с достаточно сложным набором протекающих в них процессов. Поэтому при применении той или иной схемы реабилитации основанной на экологических методах, необходима стадия предварительных исследований и наблюдений.

Литература

1. *Воейков А. И.* Воздействие человека на природу // Воздействие человека на природу. — М.: Географгиз, 1948. — С. 49—90.
2. *Высоцкий Г. Н.* О гидрологическом и метеорологическом влиянии лесов. — М.; Л.: Гослесбумиздат, 1952.
3. *Дубах А. Д.* Лес как гидрологический фактор. — М.: Гослесбумиздат, 1951.
4. *Молчанов А. А.* Гидрологическая роль леса. — М.: Изд-во АН СССР, 1960.

5. Рубцов М. В., Дерюгин А. А., Салмина Ю. Н., Гурцев В. И. Водорегулирующая роль таежных лесов. — М.: Агропромиздат, 1990.
6. Воронков Н. А. Роль леса в охране вод. — Л.: Гидрометеиздат, 1990.
7. Данилов Н. И. Гидрологическая роль лесных насаждений в зоне смешанных лесов. — Чебоксары: Изд-во Чуваш. ун-та, 2002.
8. Рахманов В. В. Лесная гидрология // Итоги науки и техники. Лесоведение и лесоводство. — М.: ВИНТИ, 1981. — Т. 3.
9. Побединский А. В. Водоохранная и почвозащитная роль лесов. — М.: Лесная пром-сть, 1979.
10. Субботин А. И. Сток талых и дождевых вод. — М.: Гидрометеиздат, 1966.
11. Федоров С. Ф. Исследование элементов водного баланса в лесной зоне европейской территории СССР. — Л.: Гидрометеиздат, 1977.
12. Рахманов В. В. Водорегулирующая роль лесов // Труды Гидромет. науч.-иссл. центра СССР. — М., 1957. — (Вып. 153).
13. Идзон П. Ф., Пименова Г. С., Цыганова О. П., Сирип А. А. Влияние леса на водные ресурсы. — М.: Наука, 1986.
14. Бочков А. П. Влияние леса и агролесомелиоративных мероприятий на водность лесостепной зоны европейской части СССР. — Л.: Гидрометеиздат, 1954.
15. Клинцов А. П. Микроклиматическая и гидрологическая роль лесов Сахалина. — Южно-Сахалинск: Дальневост. кн. изд-во, 1969.
16. Коваль И. П., Битюков Н. А. Экологические функции горных лесов Кавказа. — М.: ВНИИЦлесресурс, 2000.
17. Лебедев А. В. Гидрологическая роль горных лесов Сибири. — Новосибирск: Наука, 1982.
18. Опритова Р. В. О влиянии лесистости на сток некоторых рек Сейфуно-Ханкайской равнины Приморского края // Изв. Сиб. отд. АН СССР. — 1966. — № 8, вып. 2. — С. 60—64.
19. Чурагулов Р. С. Экология лесов Южного Урала. — М., 2002.
20. Чалов Р. С. Естественные и антропогенные изменения рек России за историческое время // Науки о земле. — 2000.
21. Sellers P. J. et al. A global 1 by 1 degree NDVI data set for climate studies. — Part 2: The generation of global fields of terrestrial biophysical parameters from satellite data // Intern. J. of Remote Sensing. — 1994. — 15 (17). — Р. 3519—3545.
22. Моисеев Б. Н. Лесистость водосборов и сток рек Северо-Запада ЕТР и бассейна Верхней Волги // Лесоведение. — 1984. — № 5.
23. Дерюгин А. А., Моисеев Б. Н. Водорегулирующая роль лесов России // Использование и охрана природных ресурсов в России. — 2003. — № 9—10.
24. Радиоактивные изотопы в гидробиологии. — М.: Наука, 1964. — 232 с.

25. Тимофеев-Ресовский Н. В. и др. Коэффициенты накопления пресноводными организмами радиоактивных изотопов 16 различных элементов и влияние комплекса ЭДТА на некоторые из них // Докл. АН СССР. — 1960. — Т. 132, № 5. — С. 1191—1194.
26. Тимофеев-Ресовский Н. В. и др. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов // Бюл. МОИП. — 1958. — Т. 64. — С. 117—131.
27. Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов // Тр. Ин-та биологии УФ АН СССР. — Свердловск, 1960. — Вып. 12. — С. 189—193.
28. Накопление радиоактивных веществ водными организмами // Матер. Межд. конф. по мирному использ. атомной энергии. — М.: Наука, 1973. — 113 с.
29. Поляков Ю. А., Аничкова Н. И. Бета-активность воды и растений Рыбинского водохранилища // Радиоактивное загрязнение морей и океанов. — М.: Наука, 1964. — С. 84.
30. Disposal of Radioactive Wastes. Conference Proc. (Monaco, 16—21 Nov.) / IAEA. — Vienna, 1960.
31. Поликарпов Г. Г. Некоторые биологические аспекты радиоактивного загрязнения морей и океанов // Радиоактивное загрязнение морей и океанов. — М.: Наука, 1964. — С. 98.
32. The Effects of Atomic Radiation on Oceanography and Fisheries. — Washington, 1957. — (National Acad. Sci. Nat. Res.; Publ. 551. D.S.).
33. Моисеев П. А. Влияние атомного взрыва на рыбный промысел // Рыбное хоз-во. — 1967. — № 5.
34. Поликарпов Г. Г. Поглощение радиоактивности морскими гидробионтами // Природа. — 1965. — № 1.
35. Федоров А. Ф. Поглощение морским планктоном долгоживущих бета-излучателей // Мед. радиоэкология. — 1968. — № 6.
36. Лубянов И. П. Радиоактивность и вопросы биологической продуктивности водоемов // Радиоактивные изотопы в гидробиологии. — М.: Наука, 1964. — 264 с.
37. Stell E. W., Gloyna E. F. USAEC Report AECU-2837 Sanitary Eng. Labor. Univ. of Texas. — [S. l.], 1954.
38. Тимофеева-Ресовская Е. А., Агафонов Б. М., Тимофеев-Ресовский Н. В. О почвенно-биологической дезактивации воды // Труды Ин-та биологии УФ АН СССР: Сб. работ лабор. биофизики. — Свердловск, 1960. — Вып. 13. — С. 35—48.

**ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ
БЕЗОПАСНОСТИ
ВОДНЫХ СРЕД**

Моделирование переноса, перераспределения и накопления радионуклидов в водоемах. Прогнозирование долгосрочного переноса и накопления радионуклидов в речном русле при помощи информационно-моделирующей системы «Кассандра»

С. В. Казаков, В. П. Киселев, А. Л. Крылов

1. Введение

Существуют различные каналы утечки и миграции радионуклидов с радиационно опасных объектов, которые в конечном счете приводят к облучению людей. Гидрологический перенос является одним из возможных путей миграции радионуклидов и облучения человека. Облучение может происходить как при штатных, так и при аварийных выходах радиоактивных веществ с ядерных энергетических установок, приводя к попаданию радионуклидов в водоемы.

Большая распространенность радиационно-опасных объектов и как следствие широкий круг водоемов, которым потенциально угрожает радиационное загрязнение, делают вопрос оценки и анализа последствий радиационного загрязнения водных объектов очень актуальным.

Согласно данным [1] после чернобыльской аварии водоочистные сооружения показали невысокую эффективность в отношении снижения концентрации радионуклидов. Так, они позволили снизить концентрацию цезия не более чем на 50%, а на концентрацию йода и стронция практически не повлияли. Этот повышает актуальность данной проблемы, делая потребление питьевой воды потенциально опасным путем облучения населения.

Важно уделить особое внимание путям миграции радионуклидов в пресных водоемах, в первую очередь в водоемах замкнутого типа (озерах, прудах-охладителях и пр.), так как эти системы более чувствительны к загрязнению [1].

Данная работа посвящена вопросу оценки и анализа последствий радиационного загрязнения водных объектов. Важность и актуальность работы объясняется все возрастающим дефицитом пресной воды.

Существует достаточно много различных моделей для расчета радиационного загрязнения водных объектов, прогнозирования миграции радионуклидов в водоемах и доз облучения населения, оценки «доза — эффект», выработки соответствующих рекомендаций.

Использование информационных технологий для прогноза и анализа последствий радиационного загрязнения водных объектов предоставляет широкие возможности реального применения этих моделей для оценки последствий различных аварийных ситуаций, расчета допустимого и предельно допустимого сбросов в водоемы в режиме нормальной эксплуатации объектов, оценки радиационного ущерба от проведения всевозможных радиационно-опасных мероприятий, поддержки принятия решений о проведении профилактических и противорадиационных мероприятий.

1.1. Обзор процессов, влияющих на накопление и миграцию радионуклидов в водоемах

Главными гидродинамическими механизмами переноса радионуклидов в водоемах являются дисперсия (диффузионная, турбулентная и иная) и конвекция.

Радионуклиды сорбируются на взвеси, поглощаются биотой, переходят в донные отложения, что приводит к уменьшению концентрации растворенных в воде радионуклидов. Оседание взвешенных частиц (совместно с массообменом) приводит к снижению общего загрязнения воды и является одним из главных путей самоочищения водоемов. Однако это также приводит к тому, что донные отложения становятся долговременным источником вторичного загрязнения. При неблагоприятных гидрометеорологических условиях (например, при сильном ветре) происходит взмучивание донных отложений. А это, в свою очередь, может на порядок повысить загрязнение воды.

Если можно измерить концентрации радионуклидов (и их изменение во времени) в различных средах и компонентах экосистем, то дозы облучения населения могут быть рассчитаны без привлечения геофизических моделей. Но прямые инструментальные измерения могут быть невозможны, например при прогностических или ретроспективных оценках.

Кроме того, измерение удельной активности — обычно достаточно трудоемкая процедура, требующая специального аппаратного и методического оформления, вследствие чего нужный объем информации инструментальными средствами получить не удается.

В этих условиях математические модели становятся необходимым инструментом для оценки гидрологического переноса, учета влияний абиотиче-

ских и биотических компонентов водной экосистемы — всего жизненного цикла радионуклида в природной среде.

Для анализа миграции, аккумуляции и форм нахождения радионуклидов в водоемах математические модели должны содержать адекватное описание основных процессов поступления туда радионуклидов, их выведения из водоемов, переноса и перераспределения. Актуальность тех или иных процессов может быть различна для разных радионуклидов, водоемов, моментов времени.

Основные пути поступления радионуклидов в водоемы:

- аэрозольное выпадение на зеркало водоема;
- поступление со сточными водами;
- поступление с территории водосбора;

К процессам, приводящим к выведению радионуклидов из водоема, можно отнести:

- радиоактивный распад;
- вынос за пределы водоема за счет стока воды, забора воды, потерь на фильтрацию;
- выведение из водоема при испарении воды.

Процессы переноса и перераспределения радионуклидов в водоемах включают:

- гидродинамическую дисперсию;
- конвекцию и дисперсию радионуклидов в растворенном виде и на взвешенных частицах;
- перераспределение между радионуклидами, растворенными в воде, сорбированными на взвешенных частицах и находящихся в донных отложениях, в частности, за счет следующих процессов: адсорбции радионуклидов на взвешенных частицах, десорбции радионуклидов со взвешенных частиц и их переход в растворенную фазу, диффузионного массообмена, отложения радиоактивных частиц на дно, взмучивания радиоактивных частиц со дна.

Для учета природных явлений переноса, обусловленных этими процессами, необходимо построить модели перечисленных потоков воды и радионуклидов. Перенос описывается системой дифференциальных уравнений:

- уравнениями баланса масс воды и радионуклидов;
- уравнениями, описывающими физико-химические взаимодействия;
- начальными и граничными условиями.

В том случае, если потоки воды известны, уравнения баланса масс воды не нужны.

Во многих моделях, часто являющихся развитием гидродинамических моделей, ориентированных на прогнозирование водных потоков и переноса тепла и растворенных примесей, т. е. того, что переносится со скоростью течения жидкости, не учитывается сорбция радионуклидов на взвеси и их перенос в сорбированном виде. Примером такого рода моделей может служить адаптированная Pacific Northwest National Laboratories (PNNL) для моделирования переноса радионуклидов известная модель «Princeton Ocean Model» (POM) [2].

Однако осаждение взвеси является одним из основных механизмов самоочищения водоемов, а перенос радионуклидов на взвеси — одним из основных процессов их переноса. Учет процессов сорбции радионуклидов на взвешенных частицах, отложения и взмучивания взвесей очень важен. Модели, которые не описывают эффекты сорбции, предсказывают, что перенос радионуклидов будет происходить с той же скоростью, что и расход воды. В действительности эффекты сорбции радионуклидов и осаждения взвеси будут приводить к некоторому замедлению переноса и усиливать их продольную дисперсию. В основу прогнозирования переноса радионуклидов, в одной из моделей, включенных в систему «Кассандра» (а именно упрощенной модели долгосрочно переноса радионуклидов в речном русле), положен расчет коэффициента замедления переноса, вызванный прежде всего сорбированием радионуклидов на взвешенных частицах и переходом в донные отложения. Этот коэффициент во многих случаях оказывается больше единицы. В таких случаях пренебрежение сорбцией радионуклидов делает невозможным сколько-нибудь точное предсказание их распределения. Следующие примеры иллюстрируют этот факт.

Исследования [3] показали, что 75% растворенных радионуклидов ^{65}Zn , выброшенных в местечке Ханфорд в штате Вашингтон, были поглощены взвесями и донными отложениями на участке длиной 200 миль вниз по течению.

Полевые измерения, проведенные на реке Клинок вблизи Oak Ridge National Laboratory в начале 1960-х годов, показали, что около 90% ^{137}Cs , попавшего в воду, было поглощено взвесями на расстоянии 10 км вниз по течению от места радиоактивного выброса, и лишь 5% ^{90}Sr было связано со взвесями [4]. Помимо этого при изучении транспортировки радионуклидов по гидравлической трубе было обнаружено, что в результате подобного взаимодействия возникают эффекты значительного запаздывания [5].

Перенос радиоизотопов аварийного выброса при аварии на Чернобыльской АЭС во взвешенном состоянии происходил главным образом в сорбированной форме. Так, для ^{137}Cs сорбированные формы составили 90%, при этом в ионообменном состоянии находилось лишь 9—10% суммарного радиоцезия [6].

Согласно данным [5] по исследованию в заливе Chesapeake седиментации бентонита, частичек земли, некоторых сортов стекла и т. д. процент радионуклидов, сорбированных на взвесах, колебался между 10% и 40%. Кроме того, один тест показал, что сорбция на частичках взвеси приводит к аккумуляции радионуклидов, в результате чего их концентрация на взвесах превосходила более чем в 10 тыс. раз концентрацию в растворе.

Более 95% всего количества ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{240}Pu , поступившего в южную часть озера Мичиган, находится ныне в донных отложениях [1].

В экспериментах на гидравлических трубах с мгновенным выходом красителя более чем 90% красителя прошло через трубу в течение одного дня, в то же время только 24% ^{85}Sr , 18% ^{137}Cs , 11% ^{58}Co и ^{65}Zn 28% было обнаружено на выходе из трубы в течение одного дня [7]. В источниках приводятся данные о том, что ^{137}Cs и ^{85}Sr могут быть обнаружены в воде и взвесах на протяжении семи месяцев после их утечки с АЭС. Все это свидетельствует, что в переносе радионуклидов процессы адсорбции и десорбции играют значительную роль.

В известной модели переноса радионуклидов в речном русле (описанной, например, в [8]) основой схемы прогнозирования является расчет коэффициента замедления переноса радионуклидов. То есть обычное адвективно-дисперсионное уравнение решается с учетом этого коэффициента, который определяется гидрологическими характеристиками водоема, свойствами донных отложений и радионуклида.

Отложение на дне взвесей с адсорбированными радионуклидами приводит в итоге к накоплению радиоактивности. Другая часть сорбированных радионуклидов мигрирует вместе с частичками взвесей. Более того, часть донных отложений может перейти обратно во взвешенное состояние, например, под действием быстрого потока воды, и затем перенесена вниз по течению. По данным [9] 7,4% ^{137}Cs , попавшего в залив Стил из реки Саванна, содержалось в донных отложениях. Таким образом, значительное количество ^{137}Cs было исключено из движения вниз по течению реки.

В исследованиях, выполненных на реках Клинч и Теннесси [10], было установлено, что донные отложения реки Клинч содержат 21% ^{137}Cs , 9% ^{60}Co , 0,4% ^{106}Ru , 0,2% ^{90}Sr , попавших в реку за двадцать лет работы Oak Ridge National Laboratory (ORNL). Помимо того на основе вертикального распределения концентрации радионуклидов по донным отложениям было установлено, что цезий и кобальт связаны в этих отложениях благодаря поглощению взвесьями с последующим осаждением на дно.

К факторам, влияющим на сорбцию, относятся тип радионуклида, химическая форма, размер частицы, концентрация и состав взвесей, различные

условия окружающей среды, наличие солей и ионов замещения и др. Эффекты влияния этих факторов были проиллюстрированы в [1; 5; 11].

Размер очень сильно влияет на процессы поглощения. Емкость поглощения взвесей резко возрастает с увеличением суммарной поверхности частиц [1; 11; 12; 13; 14]. Полная площадь поверхности взвешенных в воде частичек глины может быть в тысячу раз больше площади частичек песка той же массы. В [13] показано, что частички мелкого ила и глины содержат большую концентрацию радионуклидов, чем более крупные частицы. В [11] приводятся данные о том, что вынос радионуклидов в Киевское водохранилище проходил по большей части на мелкодисперсных частицах ила и глины.

Процессы сорбции и десорбции могут быть описаны как динамически (через соответствующие характерные времена), так и с использованием равновесных коэффициентов распределения кадмия. Использование коэффициентов распределения — широко распространенный способ учета взаимодействия. Он использовался, например, в [8; 11; 15] и рекомендован к применению в нормативном документе [12].

Второй путь используется моделями прогнозирования переноса радионуклидов в водоемах, включенных в систему «Кассандра». Существуют исследования, позволяющие оценить зависимость коэффициента распределения кадмия от характерного размера частиц взвеси (донных отложений). Такие данные приведены, например, в [6; 12]. В [6] приводятся также данные о распределении радионуклидов по фракциям взвесей (в зависимости от их размера) в реке Припять. Однако модели, включенные в систему «Кассандра», не учитывают распределение взвеси по фракциям, а описывают процессы сорбции и десорбции радионуклидов, осаждения и взмучивания взвеси в соответствии с предположением о монодисперсном гранулометрическом составе взвеси, приводя ее к некоторому эффективному размеру.

Поглощение радионуклидов взвесями не является необратимым процессом. Радионуклиды в водоеме существуют в растворенной, сорбированной и фиксированной формах. В [16] приведены экспериментальные исследования по удалению различных радионуклидов. В частности, там показано, что часть сорбированных взвесями радионуклидов впоследствии была вторично растворена в воде.

В [11] описана модель, позволяющая динамически определять долю растворенных радионуклидов, а также определять долю радионуклидов, сорбирующихся необратимо. Эта модель была проверена на экспериментальных данных об озерах Кожановском и Святом, загрязненных в результате чернобыльской аварии.

Поглощение радионуклидов донными отложениями приводит к значительно меньшим эффектам, чем поглощение взвешенными частицами. Эксперименты на гидравлических трубах [17] показали, что 5% ^{103}Ru в форме $^{103}\text{RuNO}$ было поглощено непосредственно донными отложениями. А при добавлении суспензии коалиновой глины более 50% $^{103}\text{RuNO}$, содержащегося в воде, было поглощено суспензиями и частично осело на стенках. В результате содержание $^{103}\text{RuNO}$ в донных отложениях увеличилась с 1% до 15% суммарного количества ^{103}Ru , прошедшего через трубу.

В то же время влияние биоты на накопление, перенос радионуклидов и вторичное загрязнение воды не является существенным по сравнению с влиянием взвеси и донных отложений.

Допустимость пренебрежения процессами поглощения радионуклидов биотой при прогнозировании переноса радионуклидов в водоемах подтверждается также данными [6]. В этой работе представлены результаты измерения вклада фракций органического вещества при переносе радионуклидов, поступивших в окружающую среду в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Так, не более 5,8% взвешенного ^{137}Cs было сорбировано биотой. А в старицах это значение было и того меньше — 0,7%. Приведенные там же данные свидетельствуют, что в 1988 г. сорбированные формы ^{137}Cs составили 90% общего объема, а приток за тот же год из реки Припять в Киевское водохранилище ^{137}Cs в сорбированном и растворенном виде составил $1,85 \cdot 10^{-12}$ и $2,96 \cdot 10^{-12}$ Бк. Значения сравнимые.

Согласно данным, приведенным в [18], не более 1% радионуклидов было сорбировано биотой в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС.

В [17; 19; 20] приведены данные о том, что сорбция на поверхности растений является быстрой и почти полностью обратимой. Там из экспериментальных данных сделан вывод, что растения играют незначительную роль в переносе радионуклидов, исключая, возможно, медленно движущиеся потоки, обогащенные удобрениями и частичками почвы. Авторы [21] отметили, что данные по концентрации радионуклидов в реке Клинич показывают, что накопление радионуклидов в растениях пренебрежимо мало в массовом балансе радионуклидов [22].

По данным [11], очень незначительная доля радионуклидов была поглощена гидробионтами в озере Глубоком.

В то же время в отдельных водоемах для отдельных радионуклидов влияние биоты может быть значительным. Так согласно [23] в поверхностном слое вод в Саргассовом море 70% ^{144}Ce содержится в водорослях *Sargassum* (в том же море, в тех же водах и в тех же водорослях содержание ^{137}Cs не превышает 3%). Однако приведенный случай можно считать

скорее исключением, чем правилом. Отметим также, что содержание радионуклидов в донных отложениях, как правило, многократно превышает их содержание в гидробионтах.

Исходя из сказанного, можно сделать вывод, что модели должны адекватно описывать для каждого из радионуклидов и типов донных отложений процессы перехода между водой, взвесью и донными отложениями, в то время как влиянием биоты можно пренебречь.

Во многих моделях прогнозирования поведения радионуклидов не учитывается самоочищение водоема за счет потерь воды на фильтрацию. Часто также не учитывается самоочищение за счет испарения. Но следует отметить, что испарение воды приводит к выведению из водоема трития, так как он входит в состав воды (молекулы T_2O и T_2O). В то же время тритий является одним из часто встречающихся радионуклидов искусственного происхождения. Так, согласно данным [24; 25] содержание трития в жидких сбросах Красноярского горно-химического комбината при его нормальной работе превышает содержание всех остальных радионуклидов, а в газообразных выбросах в окружающую среду он уступает по количеству только благородным газам. Исследования [26] показали превышение над фоновым значением загрязнения тритием реки Шумихи и ряда ручьев, протекающих по территории Красноярского комбината.

Также следует отметить, что тритий — один из важнейших радионуклидов-трассеров, используемых для изучения рек и калибровки моделей [1]. Так, для исследования характеристик реки Майн в Германии была использована обогащенная тритием вода АЭС Графенрейнфельде [27].

1.2. Обзор моделей

В настоящее время разработано большое количество разного рода моделей переноса и накопления радионуклидов в водных экосистемах. Некоторые из моделей так или иначе реализованы в виде компьютерных программ, а некоторые не имеют компьютерной реализации. В [22] приведен достаточно детальный обзор литературных данных о существующих моделях переноса радионуклидов в водоемах. В этой работе делается упор на модели, имеющие ту или иную компьютерную реализацию, и ее имеет смысл использовать при выборе модели для прогнозирования.

Модели переноса и накопления радионуклидов в водных экосистемах можно разделить на три группы:

- модели, имеющие ограничения по использованию;
- модели конкретных водных объектов и модели, требующие специальной адаптации под каждый конкретный водоем;

- модели общего типа, в которых характеристики водоемов задаются через параметры.

Модели, имеющие ограничения по использованию. Самыми распространенными ограничивающими факторами являются:

- не учет процессов сорбции радионуклидов на взвеси и перехода их в донные отложения;
- потребность модели в такой входной информации (по составу или по количеству), что их практическое применение нереально.

В [28] приводится подготовленный для Комиссии по ядерному регулированию США (US Nuclear Regulatory Commission) обзор моделей переноса и накопления радионуклидов в водоемах. Авторы пришли к выводу, что на момент составления обзора (и в этом их выводы сходятся с авторами [22]) большинство моделей не учитывали сорбцию радионуклидов на взвеси и их переход в донные отложения. Это может быть оправдано при прогнозировании на короткие периоды (существенно меньшие характерного времени сорбирования радионуклида на частицах взвеси), при прогнозировании загрязнения радионуклидами, слабо сорбирующимися на взвешенных частицах, и в ряде других случаев. Однако если необходимо учитывать эти процессы, авторы обзоров [22; 28] рекомендуют применять модели, в которые включено описание этих процессов, например:

- одномерную модель для рек [29];
- компьютерный код FETRA для рек и эстуариев с хорошо выраженным перемешиванием [30];
- компьютерный код (двумерную модель) SERATRA для рек и водохранилищ с впадающими реками [31];
- компьютерный код CHNSED [32].

Перечисленные модели относятся к требующим адаптации к каждому конкретному водному объекту и рассматриваются ниже.

В [18] приводится обзор моделей переноса и накопления радионуклидов в водных экосистемах. Один из выводов, сделанных в этой работе, состоит в том, что в настоящее время развито значительное количество моделей, требующих большого числа параметров, которые трудно получить на практике, однако имеется насущная потребность в моделях миграции и накопления радионуклидов в водоемах, которые можно было бы адаптировать к данным, получаемым в ходе радиационно-экологического мониторинга.

Сходный вывод сделан в [1]: «не следует использовать слишком сложную модель, когда нужно получить быстрый прогноз сразу после аварии; в такой ситуации слишком сложная модель с большим числом различных параметров может внести путаницу».

Часть моделей, относящихся к этой группе, реализована в виде компьютерных программ, однако в связи с очень узкой применимостью включение их в систему «Кассандра» нецелесообразно. Но открытость системы «Кассандра» делает возможным использование этих моделей совместно с системой через соответствующие программные интерфейсы.

Модели конкретных водных объектов и модели, требующие специальной адаптации к каждому конкретному водоему. Это самая развитая и распространенная группа моделей переноса и накопления радионуклидов в водных экосистемах. Они часто сопровождаются компьютерной реализацией, позволяющей проводить прогнозирование. Это, как правило, самые сложные модели, они позволяют наиболее точно прогнозировать при условии учета всех основных процессов, а также доступности всех необходимых для расчета данных, характеризующихся достаточной точностью.

Следует, однако, иметь в виду, что погрешность при задании входных данных (а более сложные модели требуют, как правило, большего объема входных данных) может приводить в результате к большим погрешностям результатов, чем использование упрощенных моделей.

Отметим также, что согласно нормативному документу [15] применение сложных моделей (к которым относится большинство принадлежащих к данной категории) должно быть ограничено случаями, когда это необходимо. Следует отдавать предпочтения более простым моделям, если они обеспечивают информацию, достаточную для принятия решений.

В настоящее время разработано значительное количество компьютерных программ, информационных систем, расчетных компьютерных кодов, обеспечивающих реализацию такого рода моделей.

В частности, на Западе достаточно широко распространены коммерческие продукты, которые представляют собой инструментарий для конструирования такого рода физических и математических, а на их основе компьютерных моделей для конкретных водных объектов. Примером такого продукта может служить компьютерная среда моделирования «GoldSim» [33]. Она предназначена для моделирования переноса веществ в различных средах.

Еще более широко распространены требующие адаптации к конкретным водоемам компьютерные коды, служащие для прогнозирования водных потоков и распространения примесей (в частности, радионуклидов). При этом практически всегда требуется специальная адаптация, а также доработка модели для прогнозирования переноса радионуклидов. Приведем примеры такого рода компьютерных кодов.

1. Широко используется свободно распространяемая (в виде компьютерных кодов) известная трехмерная океаническая модель Princeton Ocean

Model [2]. Эта сигма-координатная модель со свободной поверхностью, учитывающая турбулентные потоки, влияние температуры и солености, предназначена для прогнозирования полей скоростей водных потоков и уровня свободной поверхности.

Компьютерный код позволяет прогнозировать перенос температуры и солености водными потоками и может быть относительно легко адаптирован к переносу радионуклидов в растворенном состоянии. Адаптация модели и соответственно компьютерного кода к учету переноса радионуклидов, сорбированных на взвеси, к учету осаждения и взмучивания взвеси представляется возможной, однако она чрезвычайно трудоемка.

Специалисты Pacific Northwest National Laboratories (PNNL) адаптировали эту модель к переносу растворенных радионуклидов. При ее помощи было проведено моделирование переноса радионуклидов, попавших в окружающую среду в результате аварии на атомной подводной лодке в бухте Чажма.

2. В [30] описана двумерная конечноэлементная модель FETRA (Modified Finite Element Transport Model). Она учитывает сорбцию и десорбцию радионуклидов, прогнозирует перенос взвеси, растворенных радионуклидов и радионуклидов, сорбированных на взвешенных частицах. Модель ориентирована на прогнозирование переноса загрязнения в реках, прибрежных водах морей и больших озер с хорошо выраженным перемешиванием. Она учитывает все основные процессы:

- адвекцию и диффузию;
- радиационный распад;
- приток загрязнителя в водоем;
- перераспределение радионуклида между водой, взвесью и донными отложениями.

Модель сопровождается компьютерным кодом, позволяющим проводить прогнозирование. Однако то обстоятельство, что для прогнозирования она требует очень большого количества входной информации, делает нецелесообразным ее включение в систему «Кассандра».

3. Ряд моделей и реализующих их компьютерных кодов для расчета течений в водоемах и переноса примесей разработаны в Institute of Marine and Coastal Sciences (IMCS) of Rutgers University (State University of New Jersey) [34].

4. В «Hydroqual Inc.» была разработана трехмерная гидродинамическая модель (с учетом переноса взвеси) ECOMSED [35], являющаяся развитием классической модели [2].

Многие модели переноса и накопления радионуклидов в водных экосистемах, требующие адаптации к каждому конкретному водоему, не имеют распростра-

няемых исходных кодов. Для практического применения такой модели требуется написать исходный код, адаптировать ее к конкретному водоему, а также доработать для прогнозирования переноса радионуклидов.

Примерами применения такого рода моделей могут служить проекты, основанные на моделях, которые базируются на решении уравнений Сен-Венана в приближении мелкой воды. Подробно моделирование с использованием уравнений Сен-Венана в приближении мелкой воды рассматривается, например, в [36]. Есть и случаи применения такого рода моделей в конкретных водоемах.

Примером могут служить численная модель по моделированию распространения радионуклидов на востоке Ирландского моря путем решения двумерного (в приближении мелкой воды) адвективно-диффузионного уравнения [37; 38; 39]. Измерения ^{137}Cs в Ирландском море показали хорошее вертикальное перемешивание. При расчетах использовалась неравномерная конечно-разностная сетка со сгущением вблизи АЭС. Учитывался перенос радионуклидов как в растворенном состоянии, так и сорбированных на взвешенных частицах (со скоростью равной скорости морской воды). Одно из предположений модели состояло в том, что радионуклиды, находящиеся в растворенной фазе и сорбированные на взвешенных частицах, находятся в состоянии равновесия.

Аналогичная модель в приближении мелкой воды (усреднение по глубине) была построена В. А. Воробьевым и др. (ИБРАЭ РАН) для расчета распространения радионуклидов при гипотетическом загрязнении губы Сайда (модельного водоема).

Еще один пример применения такого рода моделей для прогнозирования течений (без прогнозирования переноса радионуклидов в водоемах) приведен в [40]. Там содержатся предложения по заданию граничных условий и описано применение модифицированной таким образом модели для прогнозирования течений в Онежском озере и Финском заливе.

Еще одним примером такого рода может служить модель прогнозирования переноса радионуклидов, использованная для прогнозирования загрязнения Енисея и Томи [41]. Прогнозирование велось для трех сценариев:

- текущие уровни загрязнения;
- перераспределение радионуклидов в результате наводнения;
- утечка радионуклидов из хранилища радиоактивных отходов.

Для прогнозирования распространения радионуклидов использовался компьютерный код River Analysis System (HEC-RAS) разработанный инженерно-гидрологическим центром Инженерного корпуса армии США (USACE). Однако так как этот код не позволяет учитывать перенос радио-

нуклидов на взвеси, результаты расчета HEC-RAS были дополнительно обработаны для учета переноса на взвеси. Используемая при этом модель описана в [41].

Отметим также компьютерную модель [42], основанную на модели DIVAST (Depth Integrated Velocity and Solute Transport). Она предназначена для моделирования миграции загрязняющих примесей и прошла валидацию на экспериментальных данных по «Mersey Estuary». И хотя для моделирования миграции радионуклидов требуется адаптация модели и компьютерной программы, эта модель представляется перспективной для прогнозирования миграции и накопления радионуклидов в сложных водных объектах.

Модели общего типа, в которых характеристики водоемов задаются через параметры моделей. Особый интерес для данной работы представляют модели переноса и накопления радионуклидов в водных экосистемах, отражающие основные процессы, происходящие в водоеме и не имеющие привязки к конкретным водным объектам. В такого рода моделях особенности водоема описываются входными параметрами, подключением или отключением учета тех или иных процессов. Таким образом снимается необходимость строить индивидуальную модель для каждого конкретного водоема.

В [18] приведен обзор моделей переноса и накопления радионуклидов в водных экосистемах. Одним из выводов этой работы состоит в том, что целесообразно разработать методики расчета допустимых сбросов в водоемы (а соответственно и модели прогнозирования переноса и накопления радионуклидов) для каждого типа водных объектов: речных систем, прибрежных участков морей, слабопроточных и непроточных пресных водоемов.

Авторы настоящей работы полностью согласны с этим выводом. Соответственно были отобраны модели для включения в систему, произведена их компьютерная реализация, и они были включены в систему «Кассандра». Планируются дальнейшие отбор, компьютерная реализация и включение в систему моделей этого типа для развития и расширения применимости системы.

Рассмотрим подробнее модели этого типа, а также задачи и проблемы, возникающие при их использовании.

В процессе развития моделирования переноса радионуклидов в неоднородных средах (в частности, в водоемах и на водосборах) сложились два направления:

- Камерные модели различных пространственных масштабов (модели с сосредоточенными параметрами). Описание переноса радионуклидов в пространственно неоднородной среде при помощи камерных моделей

возможно путем разбиения на квазиоднородные участки, как предлагается в [43—50].

- Физико-математические модели, основанные на физических представлениях и опирающиеся на измеряемые физические константы поверхности водосбора и получение полей гидрологических констант (модели с распределенными параметрами), например, [8; 51; 52].

Встречаются также разного рода комбинации моделей этих двух направлений.

Примерами камерных моделей могут служить:

Описанная в [45] камерная модель прогнозирования перераспределения радионуклидов между водой и донными отложениями. В нее включены четыре камеры: радионуклиды в воде, радионуклиды в поровой воде, радионуклиды в донных отложениях в обменной форме, радионуклиды, фиксированные в донных отложениях. Результаты работы показывают, что в большинстве случаев нельзя пренебрегать влиянием донных отложений на концентрацию радионуклидов в воде. В этой модели, также как и включенных в систему «Кассандра», использовались равновесные коэффициенты распределения кадмия для учета перехода радионуклидов между водой и донными отложениями.

- Компьютерный код WATOX. Его краткое описание, а также результаты применения для оценки последствий аварии на Чернобыльской АЭС приведены в [11]. Он базируется на камерной модели, использует систему обычных дифференциальных уравнений, описывающих перенос воды, взвеси и радионуклидов. Модель основывается на предположении о мгновенном и полном перемешивании воды внутри камеры. Численное решение системы уравнений получается с использованием метода Рунге — Кутты. WATOX использовался для прогнозирования распространения радионуклидов в Днепре в период весенних паводков продолжительностью три-четыре месяца и более.
- Описанная в [15] модель для определения концентрации радионуклидов в полностью перемешанном бассейне.

Примерами моделей с распределенными параметрами могут служить:

1. Приведенная в [52] модель продольного переноса примесей речным потоком. Она учитывает следующие процессы:

- адвективный перенос;
- перераспределение радионуклидов между водой, взвесью и донными отложениями (без детализации);
- диффузию радионуклидов вглубь донных отложений.

В [52] также приведены результаты сравнения расчетов по модели с экспериментальными данными о загрязнении рек Течи и Припяти, мотивируется необходимость учета миграции радионуклидов вглубь слоя донных отложений.

В модели отсутствует детальное описание процессов перераспределения радионуклидов между водой и донными отложениями, Однако она является обобщенной (не привязанной к характеристикам конкретных водоемов), требует небольшого объема входной информации. Также в [52] говорится о компьютерной реализации модели. Однако очень ограниченные возможности учета поступления радионуклидов в водоем (по данным статьи) делают прямое использование этой компьютерной модели нецелесообразным.

2. Приведенная в [53] модель прогнозирования миграции радионуклидов в слабопроточных водоемах, учитывающая диффузионную миграцию радионуклидов вглубь слоя донных отложений. Эта обобщенная модель, она не привязана к специфическим характеристикам водных объектов. К сожалению, в данном источнике ничего не говорится о компьютерной реализации модели. Приведено сравнение полученных с помощью модели результатов и экспериментальных данных о загрязнении озер Святого и Кожановского.

3. Модели, предложенные в [15], в частности, модели реки для фазы полного перемешивания, модели дисперсии в прибрежной зоне и др.

Рассмотрим ряд других моделей переноса радионуклидов в водоемах, не привязанных к конкретным водным объектам.

В [54] приведен обзор моделей, прогнозирующих смыв радионуклидов с водосборов в водоем, поведение радионуклидов в водоемах, накопление радионуклидов живыми организмами, анализируется влияние различных факторов на значимые процессы перераспределения радионуклидов в водоемах.

Особый интерес среди перечисленных вызывают камерные модели [46; 50]. В них концентрации радионуклидов усреднены либо в целом по водоему, либо по фрагментам. Камерная модель использовалась для прогнозирования миграции радионуклидов в Днепровском каскаде, и ее результаты сравнивались с данными измерений. Характеристики водохранилищ усреднялись по времени (период усреднения — 10 дней). Решение модели сводится к решению системы обыкновенных дифференциальных уравнений. Был разработан также долгосрочный вариант этой модели (квартальное усреднение). Для задания динамики радионуклидов в растворе и на взвесах использовался расчет, усредненный по глубине мутности воды. Поток взвесей между водой и дном пропорционален разности фактической и равновесной мутности. На этой основе вычислялась динамика поверхностного слоя донных отложений. Ветровые и стоковые течения описывались уравнениями мелкой воды Сен-Венана.

При помощи этой модели проведена оценка загрязнения донных отложений в Киевском водохранилище.

Одномерная русловая модель использована для оценки поступления днепровской воды в Деснянский водозабор. Показано, что сезонные изменения концентраций радионуклидов в Киевском водохранилище сглаживаются в Каховском водохранилище вследствие его большого объема. Модель согласована с экспериментальными данными о радиационном загрязнении и с результатами моделирования радиационного загрязнения 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС [55; 56].

Значительный интерес представляет также модель вторичного радиоактивного загрязнения малых рек 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС [56]. В ней учитываются поступление радионуклидов из донных отложений, смыв с водосборов. Параметры модели определены путем проведения специальных и лабораторных экспериментов.

Загрязнение рек в период межени определяется в основном десорбцией радионуклидов из донных отложений. Загрязнение за счет взмучивания взвесей имеет в основном локальный характер. Однако при увеличении расходов воды (например, весной) доля радионуклидов на взвешях существенно увеличивается (для ^{137}Cs — до 50%).

Модель [56] была использована для прогнозирования радиационной обстановки на реках загрязненной зоны. На основании прогноза был предложен и осуществлен ряд мероприятий по уменьшению выноса радионуклидов во время половодья. Наблюдения весной 1987 г. показали, что прогноз оправдался.

В нормативном документе [12] приведены модели расчета переноса радионуклидов в водных объектах. Все они обобщенные (т. е. не привязаны к характеристикам конкретных водных объектов) и требуют только тех входных данных, которые доступны при реальной работе. Приведены следующие модели:

- Модель расчета концентрации радионуклидов в речной воде. Ее составные части (модель расчета разбавления сбросных вод в речном русле и модель оценки турбулентной дисперсии) используются в системе «Кассандра».
- Модель накопления радионуклидов водными организмами.
- Модель расчета транспортирующей способности потока.

В [12] приведено также большое количество таблиц значений коэффициентов и параметров, используемых моделями, включенными в систему «Кассандра».

Следует отметить нормативный документ ПДС-83 [57] — методику расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в речные системы, не

привязанного к характеристикам конкретных водных объектов. В нем описаны методика прогнозирования переноса и накопления радиоактивности, методика прогнозирования доз облучения населения и методика решения обратной задачи — определения предельно допустимых сбросов. Изложение снабжено всеми необходимыми для расчета коэффициентами и параметрами.

Использование моделей, включенных в систему «Кассандра», и аналогичных им ставит задачу определения значений необходимых для работы параметров. В частности, критически важно правильно определить коэффициенты распределения, параметры перехода радионуклидов между водой и донными отложениями, параметры смыва радионуклидов с загрязненных водосборов. Коэффициенты распределения, например, могут быть грубо оценены исходя из типа донных отложений, но их более точное определение может существенно повысить точность прогнозирования. Методы определения этих параметров предложены в [58].

Еще одна модель, позволяющая оценить смыв, была использована в проекте, описанном в [59]. Там приведены постановка задачи и результаты расчета по модели, построенной для прогнозирования смыва в Припять радионуклидов во время паводка 1991 г.

Для прогнозирования доз облучения населения помимо прогнозирования загрязнения воды и донных отложений необходимо оценить накопление радионуклидов водными организмами. Модели расчета накопления радионуклидов в гидробионтах достаточно подробно разобраны в [23].

Загрязнение флоры и фауны донных водных объектов может оцениваться разными способами:

- Консервативный способ. Концентрация радионуклида оценивается исходя из коэффициента биоаккумуляции, т. е. способности животного (или растения) накапливать радионуклиды. Именно этот метод используется в модели «Inter», включенной в систему «Кассандра».
- Динамический способ, когда моделируется сам процесс накопления радионуклидов. Этот способ существенно сложнее и требует значительно большего количества информации. Чаще всего применяются на практике камерные модели. Например, в [44] для оценки последствий гипотетического прорыва дамбы водоема охладителя Чернобыльской АЭС (в частности, для прогнозирования доз от водной пищевой цепи) используется одноступенчатая камерная модель с тремя камерами: мясо рыбы, вода и донные отложения. Некоторые более сложные камерные модели описаны в [23].
- Существуют также модели накопления радионуклидов в гидробионтах, моделирующие процесс накопления, но сложность их практического применения делает их включение в систему «Кассандра» нецелесооб-

разным. Однако открытость системы «Кассандра» делает возможным использование этих моделей совместно с системой через соответствующие программные интерфейсы.

Следующим шагом после прогнозирования накопления радионуклидов является прогнозирование доз облучения населения. Методы прогнозирования доз подробно описаны в большом количестве научных работ и нормативных документов, например в [12; 60—64].

Примером компьютерной программы, прогнозирующей дозы облучения населения от водной пищевой цепи, может служить компьютерный код RESRAD [65], использовавшийся для прогнозирования доз облучения в результате загрязнения Енисея и Томи в рамках работы [41].

Еще один пример практического применения моделей прогнозирования доз облучения населения от водной пищевой цепи приводится в [66]. Эта работа посвящена прогнозированию доз облучения населения в результате загрязнения Енисея. В ней приводятся экспериментальные данные о загрязненности этой реки в результате работы Красноярского горно-химического комбината, а также имеется оценка доз облучения населения в результате потребления загрязненной рыбы.

Следующий шаг после прогнозирования доз и радиационных рисков — принятие решений по защитным мероприятиям. Общие нормативные критерии оправданности действий по противорадиационной защите приведены в [64]. Методам анализа оправданности оптимальности действий посвящено значительное количество работ. Отметим [67], в которой помимо этого имеются примеры решения оптимизационных задач в практике радиационной защиты водоемов.

Рассмотрим пример комплексного решения задачи оценки последствий радиационного загрязнения водоемов.

В отчете [11] представлены результаты осуществления проекта по моделированию и изучению механизмов переноса радионуклидов в водных объектах и с загрязненных (в результате аварии на Чернобыльской АЭС) водосборов в водоемы, в том числе результаты наблюдений (экспериментальные данные) и их интерпретация, анализ и выявление основных процессов переноса и накопления радионуклидов в водных экосистемах, определяющих их параметров. Также в этом отчете содержатся описание разработанных и использованных в рамках проекта моделей переноса и накопления радионуклидов в водных экосистемах, анализ возможных последствий радиационного загрязнения для здоровья населения. В частности, в работе представлены:

1. Методы определения доли радионуклидов, сорбирующихся на взвеси, в ионообменной и необменной формах.
2. Методы динамического прогнозирования (или ретроспективного определения) процессов сорбции и десорбции, а также анализ факторов, влияющих на эти процессы.
3. Методы определения равновесных коэффициентов распределения и анализ факторов, от которых они зависят (распределение взвешенных частиц по фракциям гидравлической крупности, минералогический и органический состав, соотношение между мутностью воды и потоками взмучивающихся и осаждающихся частиц, гидрохимический состав воды, в том числе поровой).
4. Методы определения коэффициента диффузионного массообмена.
5. Методы определения коэффициента диффузии радионуклидов вглубь слоя донных отложений.
6. Исследования накопления радионуклидов рыбой.
7. Модель, позволяющая прогнозировать смыв радионуклидов в водоемы с загрязненных водосборов.
8. Ряд моделей по прогнозированию переноса радионуклидов:
 - Компьютерная модель WATOX, описанная выше.
 - Компьютерный код COASTOX, реализующий двумерную модель (в плоскости Земли), уравнения которой получаются усреднением исходных данных по глубине. Такие же уравнения используются в компьютерном коде FETRA. Однако COASTOX иначе, чем FETRA, моделирует перенос взвеси и эффект ветровых волн. Модель предназначена для моделирования прибрежных районов морей, озер и водохранилищ, затопленных паводком территорий. Код COASTOX использовался для прогнозирования переноса радионуклидов в системе водохранилищ Днепра и на Припяти.
 - Компьютерный код «Rivtox», реализующий одномерную модель канала, в которой все значения усреднены по срезу. Уравнения модели получаются усреднением уравнений модели COASTOX по ширине канала. Таким образом, в модели используются одномерные уравнения Сен-Венана и адвекционно-дисперсионные уравнения. Компьютерный код моделирует перенос растворенных и сорбированных радионуклидов на взвеси. Модель предназначена для прогнозирования переноса радионуклидов в реках и речных системах.
 - Уравнения компьютерной модели VERTOX выведены из трехмерных гидравлических уравнений и уравнений переноса загрязнения усреднением по ширине потока. Таким образом, VERTOX — это двумерная (в вертикальной вдоль потока плоскости) модель. Впервые такой подход был использован при разработке компьютерного кода SERATRA. Основная цель использования этой модели в проекте [6] — моделирование переноса в зо-

нах резких изменений параметров потока. Важным примером такого рода зон являются ловушки, сделанные в дне Припяти для ограничения переноса загрязненной взвеси и донных отложений.

1.3. Выводы обзора

Обзор моделей переноса и накопления радионуклидов в водоемах позволяет сделать следующие выводы:

- В настоящее время существует большое количество моделей позволяющих решать самые различные задачи, связанные с прогнозированием и анализом радиационного загрязнения водных объектов.
- Большинство моделей переноса радионуклидов тем или иным образом учитывает процессы адвекции, турбулентной и иной дисперсии, поступление радионуклидов от внешних источников, радиоактивный распад. Для простых случаев может быть получено аналитическое решение.
- Многие модели не включают описание эффектов поглощения радионуклидов взвесями и донными отложениями, процессов осаждения и взмучивания взвесей и, таким образом, их применение ограничено прогнозированием на короткие промежутки времени, а также прогнозированием загрязнения слабосорбируемыми радионуклидами. В других случаях учет этих процессов делает прогнозирование некорректным.
- Влияние биоты на накопление, перенос радионуклидов, вторичное загрязнение воды не является существенным по сравнению с влиянием взвеси и донных отложений. Однако вклад биоты в дозу облучения человека (за счет внутреннего облучения) может быть решающим.
- Многие существующие модели требуют большого количества входных данных, которые трудно получить на практике, что ограничивает их реальное применение, однако имеется насущная потребность в моделях, которые можно было бы просто и быстро адаптировать к данным, получаемым в ходе гидрологических наблюдений и радиационно-экологического мониторинга.
- Использование моделей для реальных водоемов требует частичной верификации на основе данных по этим водным объектам, при этом более сложные модели нуждаются в более полной верификации.
- В настоящее время не существует компьютерных систем способных осуществлять полный цикл прогнозирования и анализа последствий радиационного загрязнения широкого круга водных объектов, в то время как в таких системах существует насущная потребность для решения широкого круга задач радиационной безопасности.
- Модели, аналогичные тем, что отобраны для включения в систему «Кассандра», широко применяются на практике. Коэффициенты и па-

раметры, необходимые для прогнозирования по этим моделям, могут быть получены путем натуральных измерений, найдены в справочниках или оценены с использованием соответствующих моделей. Выбор того или иного пути поиска конкретного параметра определяется условиями конкретной задачи — доступностью данных натуральных измерений, временными и материальными ресурсами доступными для прогнозирования, требуемой точностью прогнозирования, срочностью проведения прогнозирования и др.

1.4. Общее построение системы «Кассандра»

В состав системы входят:

1. Географическая информационная система «Компоновка» (на базе пакета «MapInfo»).
2. Модель прогнозирования поведения радионуклидов в слабопроточных водоемах и модели долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле, интегрированные в рамках компьютерной модели «Basin».
3. Модель прогнозирования доз внутреннего и внешнего облучения (водные пути облучения) различных групп населения, оценки радиационного риска выработки соответствующих рекомендаций «Inter».

Компоновка — ядро системы. Она используется для ввода, хранения, обработки и отображения пространственно распределенной информации. Компьютерная модель «Basin» предназначена для прогнозирования загрязнения водоемов.

В рамках модели «Basin» интегрировано несколько различных эколого-математических моделей. Выбор той или иной модели для прогнозирования загрязнения осуществляется в зависимости от типа водного объекта, от того, какими радионуклидами загрязнен водоем, от времени прогнозирования и некоторых других условий.

Модель «Inter» предназначена для прогнозирования и анализа дозовых нагрузок на различные группы населения.

Компьютерная модель «Inter», а также модели, предназначенные для прогнозирования поведения радионуклидов в слабопроточных водоемах, достаточно подробно описаны в [68]. Описание моделей долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле приведено в данной работе.

2. Модели долгосрочного переноса в речном русле

2.1. Основные положения при построении модели

В основу моделей прогнозирования долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле (включенных в компьютерную модель «Basin») положена модель, отражающая:

- радиационный распад;
- адвективный перенос радионуклидов;
- дисперсию;
- обменные процессы, протекающие между радионуклидами, присутствующими в водной массе, сорбированными на взвешенных частицах и находящимися в донных отложениях;
- вынос радионуклидов за пределы водоема за счет испарения, потерь на фильтрацию, поступление радионуклидов в водоем из разных источников;
- диффузию радионуклидов вглубь донных отложений.

Основные допущения и предположения, сделанные при построении модели, таковы:

- концентрации радионуклидов, а также все характеристики реки усреднены по поперечному сечению реки, т. е. перемешивание в русле реки в направлении, перпендикулярном течению, происходит мгновенно и равномерно;
- масштаб усреднения вдоль реки считается много больше ширины реки;
- миграция радионуклидов на взвеси полидисперсного гранулометрического состава описывается процессами, определяемыми монодисперсной взвесью характерного размера с эквивалентными сорбционными свойствами;
- процессы сорбции, десорбции радионуклидов взвесью и донными отложениями мгновенны, обратимы и описываются линейной изотермой с постоянным коэффициентом распределения кадмия;
- динамические факторы (течения) на величину диффузионного коэффициента массообмена радионуклидов не влияют;
- в процессах взаимодействия донных отложений с водой главную роль играет эффективный слой донных отложений, толщина которого оценивается либо определяется экспериментально;
- активность биомассы по сравнению с содержанием радионуклидов в донных отложениях пренебрежительно мала.

Основные уравнения этой модели выглядят следующим образом:

$$\left\{ \begin{aligned}
 & \frac{\partial (AC_w(x,t))}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(QC_w - EA \frac{\partial C_w}{\partial x} \right) = -\lambda AC_w - AC_w \frac{u}{H} \frac{K_{d1} S_1}{1 + K_{d1} S_1} + \\
 & + \frac{u}{H} \frac{S_1 - W_c}{m} AC_b \frac{K_{d2} m}{1 + K_{d2} m} + \frac{A\beta}{H} \left(\frac{C_b}{1 + K_{d2} m} - \frac{C_w}{1 + K_{d1} S_1} \right) - q_n \frac{C_w}{1 + K_{d1} S_1} - \\
 & - \frac{K_{\Pi} q_u C_w}{1 + K_{d1} S_1} + F, \\
 & \frac{\partial C_b(x,t)}{\partial t} = -\lambda C_b + C_w \frac{u}{h} \frac{K_{d1} S_1}{1 + K_{d1} S_1} - \\
 & - \frac{u}{h} \frac{S_1}{m} C_b \frac{K_{d2} m}{1 + K_{d2} m} - \frac{\beta}{h} \left(\frac{C_b}{1 + K_{d2} m} - \frac{C_w}{1 + K_{d1} S_1} \right), \\
 & \frac{\partial C_{bz}(x,y,t)}{\partial z} + W_c \frac{\partial C_{bz}}{\partial z} = D \frac{\partial^2 C_{bz}}{\partial z^2} - \lambda C_{bz}, \\
 & C_b(x,t) = C_{bz}(x,z,t) \Big|_{z=0},
 \end{aligned} \right. \quad (1)$$

где t — время, с; x — координата вдоль русла, м; z — координата вглубь слоя донных отложений, м; A — площадь сечения русла, м²; E — коэффициент продольной дисперсии, м²/с (может быть оценен исходя из гидрологических характеристик потока); F — источник радионуклидов, Бк/(м·с); q_u — расход воды на испарение, м²/с; K_{Π} — коэффициент распределения данного радионуклида между водой и паром над зеркалом водоема (для трития равен единице, для остальных радионуклидов равен нулю); q_n — прочие потери воды, м²/с; D — коэффициент диффузии радионуклидов вглубь донных отложений, м²/с; C_w и C_b — концентрация в воде и в донных отложениях соответственно, Бк/м³; λ — коэффициент радиационного распада, с⁻¹; u — средняя скорость осаждения взвеси, м/с; H — средняя глубина, м; S_1 — мутность воды, кг/м³; K_{d1} и K_{d2} — коэффициенты распределения «вода — взвесь» и «вода — донные отложения», м³/кг; m — объемная масса скелета донных отложений, кг/м³; β — коэффициент диффузионного массообмена, м/с; Q — расход проточных вод, м³/с; W_c — средняя скорость осадконакопления (заиления), м/с; h — толщина эффективного слоя донных отложений, м.

Остальные обозначения совпадают с обозначениями в модели слабопроточного водоема.

Граничное условие на нижней границе (в глубине слоя донных отложений) выглядит следующим образом:

$$\frac{\partial C_b}{\partial z} = 0.$$

Если исключить из рассмотрения процесс миграции радионуклидов в донных отложениях, то третье уравнение должно быть опущено.

Решение уравнений производится в координатах t (время), x (координата вдоль реки) и z (координата вглубь слоя донных отложений).

В системе также реализована известная модель для оценки скорости переноса долгоживущих радионуклидов по рекам за большие промежутки времени. Она является упрощенным вариантом более общей первой модели при следующих дополнительных предположениях:

- характеристики потока слабо меняются во времени;
- запас нуклида в донных отложениях медленно меняется вдоль потока;
- радионуклиды в водной массе и донных отложениях постоянно находятся в равновесии.
- влияние диффузии радионуклидов вглубь донных отложений пренебрежимо мало

При этих предположениях система уравнений (1) сводится к уравнению (2). В этом уравнении отсутствуют члены, описывающие перераспределение радионуклидов между водной массой и донными отложениями, так как предполагается, что радионуклиды, находящиеся в водной массе и в донных отложениях, постоянно находятся в равновесии. В результате влияние донных отложений приводит к тому, что перенос радионуклидов вдоль русла осуществляется с коэффициентом замедления R , а также снижается их концентрация в воде в каждой точке в каждый момент времени.

$$\frac{\partial(RAC_w(x, t))}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(QC_w - EA \frac{\partial C_w}{\partial x} \right) = -\lambda ARC_w - q_n \frac{C_w}{1 + K_{d1} S_1} - \frac{K_{II} q_a C_w}{1 + K_{d1} S_1} - \frac{W_c}{H} C_w K^l Am + F,$$

$$R(x, t) = 1 + \frac{h}{H} \frac{1 + K_{d2} m}{K_{d2}} K^l, \quad (2)$$

$$C_b(x, t) = C_w(x, t) K^l \frac{1 + K_{d2} m}{K_{d2}},$$

$$K^l(x, t) = \frac{1}{1 + K_{d1}S_1} \frac{\beta + uK_{d1}S_1}{\frac{\beta}{K_{d2}} + m \left(u \frac{S_1}{m} - W_c \right)}.$$

Уравнения решаются численным методом в координатах t (время) и x (направление вдоль реки).

Эти модели были выбраны по следующим причинам:

- В них учтены основные механизмы, влияющие на миграцию радионуклидов.
- Анализ набора необходимых для прогнозирования данных показал, что в моделях имеются коэффициенты, необходимые для расчета, а это позволяет получать результаты при наличии минимальной входной информации. В то же время более подробная информация делает возможным включить в рассмотрение дополнительные процессы и увеличить точность прогнозирования.
- Набор данных, необходимых для прогнозирования по модели, во многом совпадает с теми, которые нужны для прогнозирования поведения радионуклидов в слабопроточных водоемах. Это делает значительно более простой и естественной интеграцию двух указанных моделей в рамках одной компьютерной модели («Basin»). Также это позволяет использовать данные, собранные для модели слабопроточного водоема, при прогнозировании переноса радионуклидов в речном русле, и наоборот, однако делать это следует избирательно, так как значения некоторых параметров (например, мутности воды) могут существенно различаться для реки и слабопроточного водоема (при прочих равных условиях).

В [52] представлена модель, аналогичная основной модели долгосрочного переноса с учетом диффузионной миграции радионуклидов в донных отложениях. Однако в модели [52] не учитываются диффузия в воде и турбулентная дисперсия, не проводится детализация процессов перераспределения радионуклидов между водой и донными отложениями. Там же приводятся результаты сравнения расчетов по модели с экспериментальными данными о загрязнении рек Течи и Припяти. В этой работе также мотивируется необходимость учета миграции радионуклидов вглубь слоя донных отложений.

В [53] предлагается модель, учитывающая диффузионную миграцию радионуклидов вглубь слоя донных отложений. Однако в этой работе данная модель применяется для прогнозирования миграции радионуклидов в слабопроточных водоемах (озерах Святом и Кожановском).

Использование диффузионной модели для моделирования миграции радионуклидов вглубь донных отложений также описано в [11].

Модель аналогичная упрощенной модели долгосрочного переноса (для оценки скорости переноса) в речном русле предложена в [8]. Там также приводится сравнение скорости переноса радионуклидов, определяемой по модели, и экспериментальных данных о радиационном загрязнении Днепра.

Аналогичная модель (с использованием коэффициента замедления R) представлена в [69], однако авторы не ограничились одномерным случаем: в ней приводится и аналитическое решение задачи в одном из частных случаев для полуполосы.

Еще более упрощенная модель (в ней пренебрегают сорбцией радионуклидов на взвеси и переходом их в донные отложения) приведена в [15]. Однако преимуществом этой модели является учет зависимости скорости течения и коэффициента дисперсии от координаты поперек русла.

При прогнозировании на длительные периоды, значительно превышающие время установления равновесия между радионуклидами, растворенными в воде, сорбированными на взвеси и находящимися в донных отложениях, а также при прогнозировании загрязнения радионуклидами, слабо сорбирующимися на взвеси, можно использовать упрощенную модель переноса (сводящуюся к одному уравнению). В противном случае следует использовать основную модель. При этом часть процессов может быть исключена из рассмотрения. Например, при отсутствии данных о коэффициенте диффузии в донных отложениях можно исключить из рассмотрения процесс вертикальной диффузии в донных отложениях. В этом случае задача сведется к решению системы двух, а не трех уравнений и станет полностью одномерной. Однако при прогнозировании последствий долговременных сбросов в одном створе учет вертикальной диффузии может быть очень важен, так как пренебрежение им в некоторых случаях дает принципиально неверные результаты [52]. Поэтому при наличии данных о коэффициенте вертикальной диффузии этот процесс следует включать в рассмотрение относительно тех радионуклидов, для которых он актуален. Аналогично при отсутствии данных о скорости осадконакопления можно исключить этот процесс из рассмотрения, а при получении данных — повысить точность прогноза путем включения его учета. Часть параметров модели при отсутствии данных может быть оценена. Так, коэффициент продольной турбулентной дисперсии может быть оценен исходя из гидрологических характеристик потока (этот метод описан, например, в [12], а методы экспериментального определения этого параметра — в [70]). Если же подобная оценка вызывает сомнение, продольную турбулентную дисперсию можно исключить из рассмотрения. Мутность воды, например, может быть

оценена исходя из типа донных отложений (соответствующая база данных включена в систему).

2.2. Занесение данных о водном объекте и его загрязнении

Для расчета по модели реки прежде всего необходимо задать характеристики реки, информацию о ее начальном загрязнении и о поступлении загрязнения извне. Для этого задается сетка данных. Ее не следует путать с расчетной сеткой. Это те створы реки (координата по x) и те моменты времени (координата t), относительно которых будут заданы данные о реке и о поступлении в нее радионуклидов.

При расчете предполагается, что все характеристики заданы на всем протяжении расчетной области вдоль реки и по времени. Характеристики задаются в узлах сетки данных.

Характеристики реки и информация о загрязнении в промежуточных точках определяются путем интерполяции. В настоящее время используется линейная интерполяция по значениям в ближайших к заданной точке узлах сетки данных.

В каждом из узлов сетки данных задаются характеристики реки, информация о поступлении радионуклидов в реку. На нулевом по времени слое задаются данные о начальном загрязнении реки, а на левой границе (самая верхняя по течению реки точка) — граничные условия. Далее задаются параметры расчета и проводится сам расчет.

При работе модели предполагается, что все входные данные имеют необходимую степень гладкости.

2.3. Граничные условия

В качестве граничного условия на левой границе (вверх по течению) принимается, что концентрации радионуклидов в воде и донных отложениях во все моменты времени известны и заданы.

Граничным условием на правой границе (вниз по течению) является предположение, что сток каждого радионуклида пропорционален градиенту концентрации на правой границе и расходу воды, но не может быть меньше нуля.

2.4. Начальные данные

Предполагается, что начальные концентрации радионуклидов в воде и донных отложениях заданы на всем протяжении расчетного участка. В случае упрощенной модели соотношение между концентрациями в воде и донных отло-

жениях автоматически приводится к равновесному так, чтобы общее количество радионуклидов не менялось.

2.5. Поступление радионуклидов в систему

Поступление радионуклидов может происходить тремя путями:

- Начальное загрязнение воды и донных отложений. Задано в узлах сетки данных (при $t = 0$).
- Внесение радионуклидов с левой границы — приток радионуклидов с той части реки, что находится выше по течению, чем расчетная область. Задается путем указания загрязнения воды и донных отложений на границе. Загрязнение задается в узлах сетки данных (при $x = 0$).
- Сток с водосбора, сброс со сточными водами, поступление радионуклидов с водами впадающей реки и др. Поступление радионуклидов в реку извне в любой точке расчетной области задается путем указания функции плотности (на единицу длины реки) поступления радионуклидов в реку $F(x, t)$. Размерность функции — Бк/(м·с). Загрязнение задается в узлах сетки данных.

2.6. Численное решение (схема, аппроксимация производных)

Для решения используется явная схема первого порядка на шаблоне (рис. 1).

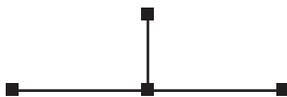


Рис. 1. Схема первого порядка

Разложив искомые величины во всех моделях в ряд Тейлора и заменяя производные конечными разностями, получаем, что разностная схема аппроксимирует исходные уравнения с первым порядком точности.

Приведем формулы, по которым производилась аппроксимация временных и пространственных производных. Пусть аппроксимируются значения производных переменной L в узле с координатами (j, p) :

$$\frac{\partial L}{\partial x} = \frac{L_{i+1}^p - L_{i-1}^p}{h_i + h_{i-1}},$$

$$\frac{\partial L}{\partial t} = \frac{L_i^{p+1} - L_i^p}{\tau_p},$$

$$\frac{\partial^2 L}{\partial x^2} = 2 \frac{\frac{L_{i+1}^p - L_i^p}{h_i} - \frac{L_i^p - L_{i-1}^p}{h_{i-1}}}{h_i + h_{i-1}}.$$

При аппроксимации первой производной по координате для концентрации радионуклида в воде используется соотношение

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{C_i^p - C_{i-1}^p}{h_{i-1}}.$$

При аппроксимации производной для членов уравнений, описывающих адвективный перенос, и для членов уравнений, описывающих дисперсию,

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{C_{i+1}^p - C_{i-1}^p}{h_{i-1} + h_i}.$$

Аппроксимация уравнения, описывающего миграцию радионуклидов вглубь донных отложений, тоже производится с использованием шаблона, представленного на **рис. 1**. Однако в этом случае достигается второй порядок аппроксимации по z . Вторая производная по z аппроксимируется следующим соотношением:

$$\frac{\partial^2 C_{bz}(x, z, t)}{\partial x^2} = 2 \frac{\frac{C_{bz_{m+1}}^p - C_{bz_m}^p}{\delta_m} - \frac{C_{bz_m}^p - C_{bz_{m-1}}^p}{\delta_{m-1}}}{\delta_m + \delta_{m-1}},$$

где δ — шаг по вертикали вглубь донных отложений.

2.7. Последовательность действий при нахождении численного решения

Поиск численного решения производится путем последовательного нахождения решения для каждого очередного слоя по времени. Значения концентраций для каждого следующего слоя находят, исходя из известных значений концентраций для предыдущего слоя. Характеристики реки известны для всех временных слоев.

В случае упрощенной модели последовательность такова: численно решают уравнение (2) относительно C_w , а затем C_b находят через C_w , исходя из

предположения, что радионуклиды в воде и в донных отложениях находятся в равновесии.

2.8. Повышение порядка численной схемы

В компьютерной модели реализована возможность повышения порядка численной схемы по методу Ричардсона. т. е. решение повышенной точности находится как линейная комбинация решений, полученных по исходной схеме, и решения, найденного в результате дробления расчетной сетки. Этот метод достаточно подробно изложен в [71]. Последовательность действий такова:

1. Находится решение на расчетной сетке $(h, \Delta t, \delta)$. Здесь Δt — шаг по времени; h — шаг по координате вдоль реки; δ — шаг по вертикали вглубь слоя донных отложений. Обозначим это решение как $C_1(x, t, z)$.
2. Находится решение на расчетной сетке $(h/2, \Delta t/2, \delta/2)$. Здесь $\Delta t/2$ — шаг по времени, $h/2$ — шаг по координате вдоль реки; $\delta/2$ — шаг по вертикали вглубь слоя донных отложений. Обозначим это решение как $C_2(x, t, z)$.
3. Находится решение повышенной точности $C_0(x, t, z)$ как линейная комбинация C_1 и C_2 . Разложив C в ряд Тейлора, несложно показать, что решение $C_0(x, t, z) = 2C_2(x, t, z) - C_1(x, t, z)$ будет иметь второй порядок точности.

3. Описание компьютерной реализации системы «Кассандра»

3.1. Общая информация

Ниже описана программная реализация системы «Кассандра» и моделей, являющихся ее составными частями. Проведены математическое тестирование моделей и сравнение результатов работы с экспериментальными результатами. Отмечено неплохое совпадение по радионуклидам, относительно которых проводились измерения в различных временных масштабах, на разных уровнях загрязнений и морфометрических характеристик водоемов.

Система «Кассандра» имеет дружественный интерфейс, удобна в работе и предназначена для работы экспертов, не являющихся специалистами по программированию. Включенные в систему компьютерные модели позволяют как вводить входные данные в интерактивном режиме, так и принимать их извне. Результаты могут быть выданы в виде чисел, представлены в виде графиков, а также переданы вовне для последующей обработки.

Система организована таким образом, что промежуточные результаты вычислений могут быть заменены экспериментальными данными (если таковые имеются). Например, измеренную концентрацию радионуклида в донных отложениях можно использовать для дальнейших расчетов вместо концентрации, рассчитываемой по модели.

Система работает в операционной системе MS WINDOWS 98(2000)/NT. Предусмотрена возможность ее локализации. Диалог с пользователем может осуществляться на двух языках — русском и английском.

Для заведения и хранения информации в системе «Кассандра» используется система вариантов по умолчанию, которая позволяет минимизировать ввод данных оператором, а также максимально использовать имеющиеся данные и частично компенсировать недостающую для работы моделей информацию. Подробно система вариантов по умолчанию описана в [72].

3.2. Сохранение и восстановление проектов

Текущее состояние проекта любой из компьютерной моделей может быть сохранено в виде файла в формате MS Access. Для записи необходимо выбрать пункт «Сохранить...» из меню «Файл», в диалоговом окне указать имя файла и нажать клавишу «Готово». Для загрузки необходимо выбрать пункт «Загрузить...» из меню «Файл», в диалоговом окне выбрать имя файла и нажать клавишу «Готово». При запуске компьютерной модели всегда автоматически открывается проект по имени «Start».

3.3. Описание компьютерной реализации модели «Basin»

Интерфейс модели состоит из двух основных и ряда вспомогательных окон, а также горизонтального меню. Первое окно предназначено для работы с моделью слабопроточного водоема, второе — для работы с моделью реки. При загрузке программы сразу загружается проект, сохраненный под именем «Start».

Для переключения между моделью слабопроточного водоема и моделью долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле нужно нажать кнопку «Модель озера» или «Модель реки» соответственно.

В каждом из окон расположен список радионуклидов. Предоставляется возможность просматривать и редактировать всю информацию по каждому радионуклиду (период полураспада, активность в воде, в донных отложениях, поступление радионуклида в водоем и т. д.). Для этого нужно сделать нужный радионуклид активным в списке радионуклидов (кликнуть по нему в списке).

Для добавления или удаления радионуклида, а также для изменения текущего типа донных отложений нужно нажать соответствующую клавишу в текущем окне. При этом появится специальное окно со списком, в котором выбирается нужный элемент, после чего нужно нажать кнопку «Готово». Для удаления радионуклида его также нужно выбрать в окне со списком, после чего нажать на соответствующую кнопку.

Радионуклиды могут быть отсортированы по следующим параметрам: периоду полураспада, прогнозируемой концентрации в воде, прогнозируемой концентрации в донных отложениях, средней за прогнозный период концентрации в воде, по средней за прогнозный период концентрации в донных отложениях, максимальной концентрации в воде на момент прогноза, по концентрации в донных отложениях на момент прогноза (переключается в пункте меню «Настройки», **рис. 2**).

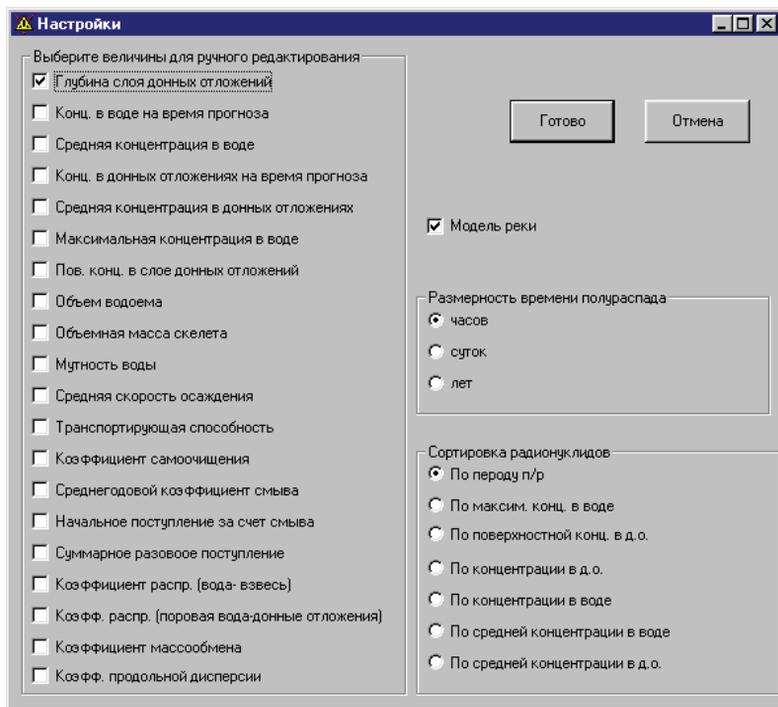


Рис. 2. Настройки модели «Basin»

Некоторые величины, которые могут быть оценены, а также любые промежуточные результаты можно заменить измеренными данными. Например, если измерена концентрация в донных отложениях, для расчета максимальной концентрации в воде можно использовать измеренное значение (вместо рассчитываемого по модели). Для этого в пункте меню «Настройки» нужно выбрать данную величину «для ручного редактирования» (см. **рис. 2**). Аналогично можно, зная преобладающий тип донных отложений в водоеме, использовать типичную для него объемную массу скелета или подставить экспериментально измеренную величину.

Для того чтобы выразить периоды полураспада радионуклидов в более удобных величинах (годах, сутках или часах), в меню «Настройки» имеется переключатель «Размерность времени полураспада» (см. **рис. 2**).

Прогнозирование производится по нажатию клавиши F5.

Для расчета доз нужно выбрать в меню пункт «Расчет доз». При этом данные о загрязнении будут переданы в модель «Inter», а сама модель запущена.

Модель слабопроточного водоема. Достаточно подробно эта компьютерная модель описана в [68].

В основном окне (**рис. 3**) отображаются:

- характеристики водного объекта: площадь зеркала, средняя глубина, объем, расход проточных вод, потери на фильтрацию, тип донных отложений (**рис. 4**), скорость седиментации, средняя скорость осаждения, транспортирующая способность, объемная масса скелета, мутность воды, площадь водосбора, коэффициент массообмена, среднегодовой коэффициент смыва, коэффициент самоочищения, коэффициент распределения «вода — взвесь», коэффициент распределения «поровая вода — вода — донные отложения» (некоторые параметры зависимы между собой: например, мутность воды зависит от типа донных отложений);
- параметры аварии: объем залпового сброса сточных вод, средняя плотность загрязнения акватории и площади водосбора, концентрация в сбросных водах, начальное поступление за счет смыва, суммарное разовое поступление;
- результаты расчета: начальная концентрация в воде и в донных отложениях, концентрация в воде и в донных отложениях на момент прогноза, средняя концентрация в воде и в донных отложениях за период прогноза, поверхностная концентрация в донных отложениях, максимальная концентрация в воде при неблагоприятных метеорологических условиях.

Рис. 3. Модель слабопроточного водоема (компьютерная модель «Basin»)

Рис. 4. Выбор типа донных отложений

Модель долгосрочного переноса в речном русле. Общая информация.
Вначале необходимо задать данные о реке. Для этого следует сформировать сетку данных (не следует путать ее с расчетной сеткой). Для этого

нужно нажать клавишу F3 или выбрать пункт меню «Формирование сетки данных». Там создается набор координат, после чего нужно нажать «ОК» (рис. 5). Пример задания сетки данных приведен ниже.

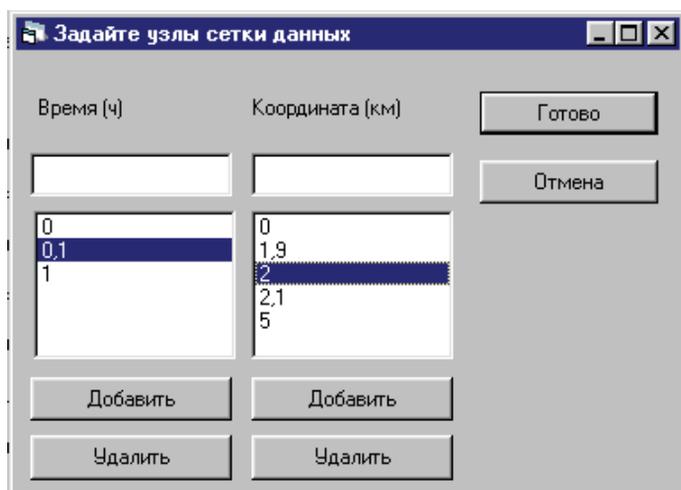


Рис. 5. Задание сетки данных

В правом верхнем углу основного окна (рис. 6) видны три раскрывающихся списка: радионуклиды, координата (км), время (ч). Это своего рода трехмерная система координат, перемещаясь в которой, можно по узлам сетки просматривать и заносить информацию. Для перехода в другой узел нужно выбрать соответствующие значения в раскрывающихся списках и нажать кнопку «Перейти». Кнопка «Восстановить» служит для восстановления координат текущего узла, если они были изменены в списках, но не была нажата клавиша «Перейти». При формировании сетки данных во всех вновь создаваемых узлах система заносит данные из узла с координатами (0, 0). Его наличие обязательно. После занесения всех необходимых данных можно произвести расчет. Для этого нужно нажать F5 или выбрать пункт меню «Расчет». Система предложит задать сетку (рис. 7). Возможно задать равномерную прямоугольную сетку, указав количество точек в расчетной сетке по времени и по координате (вдоль реки). Также описание сетки можно загрузить из таблиц MS Access. Описание соответствующих таблиц приведено ниже. Отметим, что таким образом можно задать неравномерную сетку.

Водоём [миграции радионуклидов]

Файл Модель Помощь

Данные о реке

Средняя глубина: 10 м

Ширина реки: 20 м

Расход проточных вод: 100 м³/с

Объемная масса скелета: 1500 кг/м³

Мутность воды: 1.Е-2 кг/м³

Средняя скорость осаждения: 5.Е-3 м/с

Ск-сть осадконакопл.: 5.Е-11 м/с

Транспортирующая способность: 2.Е-1 кг/м³

Кэф. продольной дисперсии: 1.Е-6 м²/с

Кэф. массовобмена Cs-137: 1.9013E-8 м/с

Поступление в реку Cs-137: 0 Бк/(м³с)

Кэф. распр. (вода+взвесь) для Cs-137: 27 м³/кг

Кэф. распр. (поровая вода+донные отложения) для Cs-137: 13 м³/кг

Глубина слоя донных отложений: 1.Е-2 м

Период полураспада Cs-137: 262980 часов

Песок

Концентрация [Бк/м³]

в воде: 0

в донных отложениях: 0

Buttons: Загрузить радионуклид, Удалить радионуклид, Тип донных отложений, Модель озера, Разнести по узлам, Перейти, Восстановить

Status: 09.01.02 16:21

Рис. 6. Модель долгосрочного переноса в речном русле

Водоём [миграции радионуклидов]

Файл Модель Помощь

Данные о реке

Средняя глубина: 3.25E+0 м

Ширина реки: 580 м

Расход проточных вод: 3000 м³/с

Объемная масса скелета: Cs-137

Мутность воды: 0

Средняя скорость осаждения: 0

Ск-сть осадконакопл.: 0

Транспортирующая способность: 0

Кэф. продольной дисперсии: 0

Кэф. диффузии в д.о.: 0

Кэф. массовобмена Cs-137: 0

Поступление в реку Cs-137: 0

Кэф. распр. (вода+вз) Cs-137: 0

Кэф. распр. (поровая вода+д) Cs-137: 0

Глубина слоя донных отложений: 0

Период полураспада Cs-137: 0

Укажите параметры расчетной сетки

Шагов по времени: 2400

Шагов по ж-координате: 216

Глубина слоя д.о. (м): 0.3

Шагов по глубине: 30

Сохранять результаты каждый: 10 шаг по времени

Сохранять результаты каждый: 2 шаг по координате

Buttons: Готово, Отмена, Модель озера, Разнести по узлам, Перейти, Восстановить

Status: 21.03.02 16:04

Рис. 7. Параметры расчета

Затем система производит расчет (который может быть в любой момент прерван). По окончании расчета система будет отображать информацию о загрязнении воды и донных отложений в узлах сетки данных. Результаты расчета можно также посмотреть в виде графиков. Для этого нужно нажать F2 или выбрать пункт меню «График». Будет открыто окно (рис. 8), в котором можно задать параметры графика.

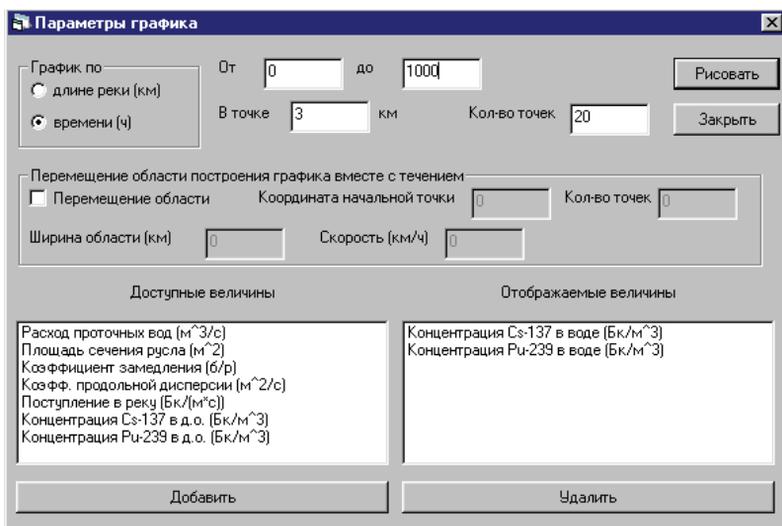


Рис. 8. Параметры построения графика

Можно выбрать один из двух вариантов графика — по времени (отображается зависимость значений величин в некоторой точке от времени) либо по координате (отображается зависимость значений величин от координаты в некоторый момент времени). Если отображаются значения в зависимости от времени, нужно указать границы периода по времени и точку по координате, значения величин в которой будут отображаться. Если отображаются значения в некоторый момент времени в зависимости от координаты, то нужно указать границы участка по координате и соответствующее значение времени. Также возможно, используя списки в нижней части экрана и кнопки «Добавить» и «Удалить», отобрать характеристики для отображения. Можно также задать количество точек на графике. Значения между ними будут формироваться в результате интерполяции. График будет выглядеть аналогично представленному на рис. 9.

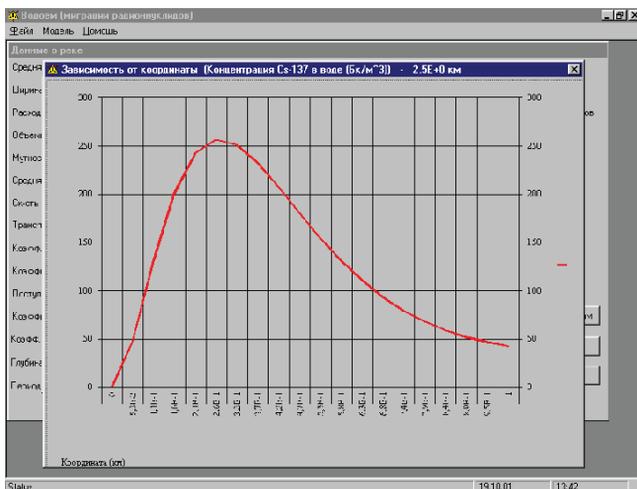


Рис. 9. Модель долгосрочного переноса в речном русле («Basin»). Пример отображения результатов расчета

Система предоставляет возможность наблюдать за тем, как будет меняться со временем профиль загрязнения (или другой величины) в зависимости от координаты. Например, если загрязнение — результат залпового мгновенного сброса, можно увидеть, как профиль загрязнения, который в начальный момент напоминает дельта-функцию, будет со временем размываться. Для этого следует:

- выбрать «График по времени»;
- в полях «От» и «До» указать начало и конец временного промежутка, в который нужно наблюдать за профилем загрязнения;
- поставить галочку в поле «Перемещение области»;
- в поле «Координата начальной точки» указать границу области (ту, что выше по течению) в начальный момент;
- в поле «Ширина области» указать ширину отображаемой области;
- в поле «Скорость» указать скорость перемещения области вниз по течению.

Пример задания сетки данных. Допустим, что производится прогнозирование на три летних месяца, когда основные параметры реки (средняя глубина, скорость течения и др.) почти не меняются. Пусть в начальный момент произошел залповый сброс сточных вод в некоторой точке, а характеристики реки на 20 км ниже и на 5 км выше по течению практически не меняются. Пусть также начиная с 20 км ниже по течению до 40 км ниже по течению глубина реки постепенно увеличивается в два раза (за 20 км), а расход проточных вод — в полтора раза, затем на протяжении 30 км характеристики реки вновь стано-

вятся однородными. Пусть на 50 км ниже по течению находится водозабор, в районе которого нужно определить радиоактивное загрязнение.

Можно принять, что залповый сброс со сточными водами имеет вид дельта-функции. Однако в соответствии с физикой процесса и в целях устойчивости численного решения дельта-функция несколько «размазывается» по времени и по координате.

В этом случае мы зададим сетку данных следующим образом. Координаты узлов по времени: 0 ч (начало сброса), 0,1 ч (окончательное завершение сброса), 2200 ч (три месяца — время прогнозирования). Координаты узлов по длине реки: 0 км (точка выше по течению, до которой загрязнение заведомо подняться не может), 1,95 км (точка выше по течению, в которой сброс заведомо не происходил), 2 км (точка сброса), 2,05 км (точка ниже по течению, в которой сброс заведомо не происходил), 22 км (точка, в которой начинается изменение характеристик реки), 42 км (точка, в которой характеристики реки вновь становятся однородным), 55 км (окончание расчетной области).

После создания расчетной сетки можно заносить данные и производить прогнозирование.

Задание расчетной сетки. Расчетная сетка может быть задана двумя способами:

- Указанием количества шагов по времени и по координате. Соответственно шаг сетки рассчитывается делением протяженности расчетной области на количество шагов. Заданная таким образом сетка, разумеется, будет равномерной.
- Путем загрузки из таблиц MS Access определенной структуры. Здесь указывается в разных диапазонах по времени и по координате шаг сетки по времени и по координате. Наглядно способ задания можно представить на следующем примере:

Верхняя граница диапазона шагов по времени	Длина шага по времени, с
20	8
50	10
90	15

Шаг по расстоянию задается следующим образом:

Верхняя граница диапазона шагов по времени	Верхняя граница диапазона шагов по координате	Длина шага по времени, м
20	10	50
20	50	5
20	300	50
50	20	50
50	60	5
50	300	50

Таким образом можно задать неравномерную расчетную сетку.

Литература

1. Пути миграции радионуклидов в окружающей среде: Радиэкология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. — М.: Мир, 1999.
2. *Blumberg A., Mellor G. L.* et al. A Three-Dimensional, Primitive Equation, Numerical Ocean Model (Princeton Ocean Model) // <http://www.aos.princeton.edu/WWWPUBLIC/htdocs.pom>.
3. *Haushild W. L., Stevens H. H., Jr., Nelson J. L., Dempster G. R.* Radionuclides in transport in the Columbia River from Pasco to Vancouver, Washington / U.S. Department of Interior. — Portland, U.S., 1973. — (Geological Survey Professional Paper; 433-N, U.S. Geological Survey).
4. 1978 Proceedings of Workshop on the Evaluation of Models Used for the Environmental Assessment of Radionuclide Releases / Oak Ridge National Laboratory. — Gatlinburg, Tn, Sept. 6—9 1977. — (CONF-770901).
5. *Gloyna E. F.* et al. Radioactivity Transport in Water Technical Reports 1 through 23: US AEC Contract No. AT(11-1)-490 / The Univ. of Texas. — Austin, Tx, 1963—1972.
6. *Соботович Э. В., Ольховик Ю. А., Головкин Н. В., Коромысличенко Т. И.* Формы нахождения радионуклидов в речных взвезях (на примере р. Припять) // Докл. АН Украинской ССР. — 1991. — № 6.
7. *Shih C. S., Gloyna E. F.* Radioactivity transport in Water — Mathematical Models for the Transport of Radionuclides: Technical Report No.12 to the U.S. Atomic Energy Commission / Univ. of Texas. — Austin, Tx, 1967. — (ENE-04-6702).
8. *Новицкий М. А.* Модель долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле // Метеорология и гидрология. — 1993. — № 1.
9. *Brisbin I. L., Jr., Beyers R. J., Dapson R. W.* et al. Patterns of Radiocesium in the Sediments of a Stream Channel Contaminated by Production Reactor Effluents // Health Physics. — 1974. — 27. — P. 19—27.
10. *Pickering R.J., Carrigan P.H., Jr., Tamura T.* et al. Radioactivity in Bottom Sediment of the Clinch and Tennessee Rivers // Environmental Behavior of Radionuclides Releases in the nuclear industry / Intern. Atomic Energy Agency (IAEA). — Vienna, Austria, 1966. — P. 57—86.
11. Experimental collaboration project № 3, Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl: Final report / Under edition U. Sansone and O. Voitsekhovich. — [S. l.], 1996.
12. Методы расчета распространения радиоактивных веществ в окружающей среде и доз облучения населения. — М: МХО «Интератом-энерго», 1992.

13. *Nelson J. L., Perkins R. W., Nielsen J. M., Haushild W. L.* Reactions of radionuclides from the Hanford Reactors with Columbia River Sediments // Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans, and Surface Waters / IAEA. — Vienna, Austria, 1966. — P. 139—161.
14. *Sayre W. W., Guy H. P., Chambarlain A. R.* Uptake and Transport of radionuclides by Stream Sediments // Geological Survey Professional. — 1963. — Paper 433-A.
15. Учет параметров гидрологической дисперсии радиоактивных веществ при выборе площадок для АЭС / МАГАТЭ. — Вена, 1987. — 115 с. — (Сер. изданий по безопасности; 50 SG-S6).
16. *Tritremmel Ch., Knollmayer G., Wandrere E.* et al. Behavior of radioisotopes Released to a Stream // Proceedings of the Symposium on the Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans, and Surface Waters / IAEA. — Vienna, Austria, 1966. — P. 89—105.
17. *Bhagat S. K., Gloyna E. F.* Radioactivity transport in Water — Transport of Nitrosylruthenium in an Aquatic Environment: EHE-11-6502, Technical Report No.9 to the U.S. Atomic Energy Commission / Univ. of Texas. — Austin, Tx, 1965.
18. *Казаков С. В.* Управление радиационным состоянием водоемов-охладителей АЭС. — Киев: Техніка, 1995.
19. *Armstrong N. E., Gloyna E. F.* Radioactivity transport in Water — Numerical Solutions of Radionuclide Transport Equations and Role of Plants in Sr-85 Transport: EHE-12-6703, Technical Report No.14 to the U.S. Atomic Energy Commission / Univ. of Texas. — Austin, Tx, 1967.
20. *Rowe D. R., Gloyna E. F.* Radioactivity transport in Water — The Transport of Zn65 in an Aqueous Environment: EHE-09-6403, Technical Report No. 5 to the U.S. Center Research of Water Resources, Atomic Energy Commission / Univ. of Texas. — Austin, Tx, 1964.
21. *Gloyna E. F., Ledbetter J. O.* Principles of Radioecological Health. — New York, NY: Marcel Dekker, Inc., 1969.
22. Перенос радионуклидов, процессы седиментации, механизмы адсорбции и десорбции, математическое моделирование качества воды (по материалам зарубежных отчетов и периодики) / Ин-т физ.-хим. проблем АН Беларуси. Лаборатория радиационной физики. — Ч. 1. — Минск, 1992.
23. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г.* Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 152 с.
24. *Бадяев В. В., Егоров Ю. А., Казаков С. В.* Охрана окружающей среды при эксплуатации АЭС. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 221 с.

25. Журавлев В. Ф. Токсикология радиоактивных веществ. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 336 с.
26. Носов А. В., Мартынова А. М., Шабанов В. Ф. и др. Исследования выноса трития водотоками с территории Красноярского ГХК // Атомная энергия. — 2001. — Т. 90, вып. 1.
27. Krause W. J., Mundschenk H. Determination of flow times and longitudinal dispersion coefficients in the Main River using ^3HNO as tracer // The Radioecology of Natural and Artificial Radionuclides / Feldt W. (ed.). — Fachverb. Strahlenschutz. — 1989. — Vol. 22.
28. Onishi Y., Arnold E. M., Serne R. J. et al. Mathematical Simulation of Sediment and Contaminant Transport in Surface Waters. — [S. l.], 1979. — (NUREG/CR-0658, PNL-2902, RE).
29. Shull R. D., Gloyna E. F. Mathematical model for the transport of radionuclides in stream system // Environmental Surveillance in the vicinity of Nuclear facilities / W. C. Reing (ed.). — Springfield, IL: Charles C. Thomas Publ. Co., 1968.
30. Onishi Y., Arnold E. M., Mayer D. W. Modified Finite Element Transport Model FETRA for Sediment and Radionuclide Migration in Open Coastal Waters. — [S. l.], 1979. — (NUREG/CR-1026, PNL-3114, RE).
31. Onishi Y., Wise S. E. Mathematical model SERATRA, for sediment–contaminant transport in rivers and its application to pesticide transport in four Mile and Wolf Creeks in Iowa // US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory. — [S. l.], 1979.
32. Fields D. E. CHNSED: Simulation of sediment and trace Contaminant Transport with Sediment/Contaminant Interaction / Oak Ridge National Laboratory. — Oak Ridge, Tn, 1976. — (ORNL/NSF/EATC-19).
33. <http://www.goldsim.com>.
34. <http://marine.rutgers.edu/po>.
35. <http://www.hydroqual.com/Hydro/ecomsed/index.htm>.
36. Вольцингер Н. Е., Пяковский П. В. Основные океанологические задачи теории мелкой воды. — Л.: Гидрометеиздат, 1976.
37. Howorth J. M., Kirby C. R. Studies of environmental radioactivity in Cumbria / United Kingdom Atomic Energy Authority. — Pt. 11. — Harwell, March 1988. — 102 p. — (AERE R 11734).
38. Howorth J. M., Eggleton A. E. Studies of environmental radioactivity in Cumbria Cumbria / United Kingdom Atomic Energy Authority. — Pt. 12. — Harwell, March 1988. — 118 p. — (AERE R 11733).

39. *Howorth J. M.* Studies of environmental radioactivity in Cumbria Cumbria / United Kingdom Atomic Energy Authority. — Part 17. — Harwell, March 1989. — 40 p. — (AERE R 13448).
40. *Баклановская В. Ф., Пальцев Б. В., Чечель И. И.* О краевых задачах для системы уравнений Сен-Венана на плоскости // Журн. вычисл. математики и мат. физики. — 1979. — Т. 19, № 3. — С. 708—725.
41. *Waters R. D., Compton K. L., Novikov V.* et al. Releases of Radionuclides to Surface Waters at Krasnoyarsk-26 and Tomsk-7. — Austria, 1999.
42. *Hartnett M., Nash S., Mills P.* Development of a GIS-based water quality model // Proceedings of international conference River Basin Management II, Las Palmas, 2003.
43. *Возжеников О. И., Войтченко А. Г., Новицкий М. А.* Ящичная модель для оперативного прогноза загрязнения водных объектов // Труды Всес. конф. «Изотопы в гидросфере», Каунас. — [Б. м.], 1969. — С. 97—98.
44. *Кононович А. Л., Прудовский А. М., Школьников С. Я.* и др. Радиационные последствия гипотетического прорыва дамбы водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. — 2000. — Т. 88, вып. 4. — Апр.
45. *Booth R. S.* A Systems Analysis for Calculating Radionuclide Transport Between Receiving Waters and Bottom Sediments. — [S. l.], Apr. 1975. — (ORNL-TM-4751).
46. *Морозов А. А., Железняк М. И.* и др. Математическое моделирование техногенных воздействий на качество воды в каскаде водохранилищ // Актуальные проблемы вычислительной и прикладной математики. — Новосибирск, 1987. — С. 134—135.
47. *Григорьева В. М., Коломеев М. П., Похил А. Ю.* Гидрологический модуль системы «Recass» // Матер. всерос. науч.-практ. конф. «Состояние и развитие единой государственной автоматизированной системы контроля радиационной обстановки на территории Российской Федерации». — Обнинск, 2001.
48. *Johanson R. C., Imhoff J. C., Davsa H. H.* Users manual for Hydrological Simulation Program — Fortran (HSPF). — Athens, Georgia, 1980. — 390 p. — (Environ. Res. Lab. Doc. EPA 600/9-80-015).
49. Models for water quality management / Ed. by A. K. Biswas. — [S. l.], 1983. — 309 p. — (McGraw-Hill Series in Water Resource and Environmental Engineering).
50. *Железняк М. И., Михайлов В. М., Аксенов Н. Н.* Математическое моделирование и прогнозирование загрязнений в каскаде водохранилищ // Труды Всес. конф. «Радиационные аспекты Чернобыльской аварии». — Обнинск, 1990. — С. 173—184.

51. Воробьев В. А., Горбачев А. В., Каневский М. Ф. и др. Компьютерные базовые модели прогнозирования и поведения радионуклидов в водоемах при аварийных и нормативных сбросах, с учетом гидрометеорологической обстановки. — М., 1994. — 43 с. — (Препринт / ИБРАЭ; NSI-36-94).
52. Кононович А. Л., Носов А. В. Продольный перенос вредных примесей речным потоком // Атомная энергия. — 2001. — Т. 90, вып. 1. — Янв.
53. Коноплев А. В., Булгаков А. А., Журнов В. Г. Исследование поведения Cs-137 и Sr-90 в озерах Святое и Кожановское Брянской области // Метеорология и гидрология. — 1998. — № 11.
54. Крышев Н. И., Драголюбова И. В., Бурков А. И. Моделирование эколого-геофизических процессов миграции радионуклидов на водосборах регионов АЭС // Гидрометеорология. Сер. 87. — Мониторинг состояния окружающей среды: Обзор. информ. — Обнинск: Гос. ком. СССР по гидрометеорологии, Всесоюзный НИИ Гидрометеорологической информации — мировой центр данных, 1990. — Вып. 1.
55. Борзилов В. А., Седунов Ю. С., Возженников О. И. и др. Физико-математическое моделирование процессов, определяющих смыв долгоживущих радионуклидов с водосборов тридцатикилометровой зоны Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. — 1989. — № 1. — С. 5—13.
56. Борзилов В. А., Седунов Ю. С., Возженников О. И. и др. Прогнозирование вторичного радиоактивного загрязнения рек тридцатикилометровой зоны Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология. — 1989. — № 2.
57. Отраслевая методика расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в речные системы (ПДС-83).
58. Коноплев А. В. Подвижность и биологическая доступность радиоцезия и радиостронция аварийного происхождения в системе «Почва-вода»: Дис. ... д-ра биол. наук. — Обнинск, 1998.
59. Laptev G., Voitsekhovich O. Wash-off of Sr-90 and Cs-137 from Pripyat River's Flood-plain as a consequence of the Ice Jam Event // <http://www-ns.iaea.org/downloads/rw/projects/emras-aquatic-scenario-fp.pdf>.
60. Модели оценки дозы: Приложение А // 31-я сессия НКДАР ООН. — Вена, 1982. — 93 с.
61. Response Technical Manual-93 / Nuclear Regulatory Commission. — Nov. 1993. — Vol. 1, Rev. 93. — (NUREG/BR-0150).
62. Ионизирующее излучение: Источники и биологические эффекты: Докл. за 1982 г. Генеральной Ассамблее (с приложениями) / НКДАР ООН. — Нью-Йорк: ООН, 1982.

63. Allgemeine einehnligsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewasser // Gemeinsames Ministerialblatt. — 1979. — 15 Aug. — (Nr 21 RdSchr V.16. 8. 79).
64. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1 758-99: Изд. офиц. / Минздрав России. — М., 1999.
65. Yu et al. Manual for implementing Residual Radioactive Material Guidelines Using RESRAD, Version 5.0: Working Draft for Comment, Environmental Assessment Division, Argonne National Laboratory. — Argonne, IL, USA, 1993.
66. Вакуловский С. М., Крышев И. И., Никитин А. И. и др. Оценка влияния Красноярского горно-химического комбината на радиозэкологическое состояние реки Енисей // Изв. вузов. — 1994. — № 2—3.
67. Лось И. П., Войцехович О. В., Шепелевич К. И. Радиация и вода: опыт обеспечения радиологической защиты в управлении качеством воды после аварии на Чернобыльской АЭС: Моногр. — Киев, 2001.
68. Воробьев В. А., Киселев В. П., Коржов М. Ю., Крылов А. Л. Замкнутая система базовых моделей и их компьютерная реализация для расчета оценки и анализа радиационной обстановки при загрязнении радионуклидами гидрологической системы (поверхностных вод). — М., 1997. — (Препринт / ИБРАЭ РАН; № ИБРАЭ-97-14).
69. Юшманов О. О., Юшманов И. О. Численное и аналитическое моделирование конвективно-диффузионного переноса радионуклидов водных потоках // Водные ресурсы. — 1990. — № 6. — С. 89—93.
70. Фальковская Л. Н., Каминская В. С., Пааль Л. Л., Грибовская И. Ф. Основы прогнозирования качества поверхностных вод. — М.: Наука, 1982. — 181 с.
71. Марчук Г. И., Шайдулов В. В. Повышение точности решений разностных схем. — М.: Наука, Гл. ред. физ.-мат. лит., 1979.
72. Жилина Н. Н., Киселев В. П., Крылов А. Л., Ульянов А. О. Информационно-моделирующая система для расчета оценки и анализа радиационной обстановки при загрязнении радионуклидами гидрологической системы (поверхностных вод) «Kassandra». — М., 2000. — (Препринт / ИБРАЭ РАН; № ИБРАЭ 2000-0)

Моделирование поведения радионуклидов в донных отложениях водоемов

С. В. Казаков, С. С. Уткин

1. Введение

Водные объекты, подверженные радиационному воздействию со стороны объектов атомной энергетики и промышленных предприятий, характеризуются сложным поведением радиоактивных веществ в элементах экосистемы на протяжении длительного времени. Это объясняется процессами их вторичного загрязнения, причем не только в периоды сезонных паводков при поступлении дополнительных объемов водных масс с загрязненных территорий, но и при поступлении радионуклидов из донных отложений (где сосредоточены вещества, выпавшие в водоем во время аварии или поступившие туда в послеаварийный период) за счет протекающих там гидродинамических процессов.

Процессы, определяющие эволюцию радионуклидов внутри экосистемы водоемов в ее биотических и абиотических составляющих, весьма различны по своей природе. Поведение радионуклидов в водной среде в первую очередь зависит от времени их удержания в ней, от их физико-химических свойств, а также от экосистемных характеристик водного объекта. Мигрируя по трофическим цепям в водоеме или оседая вместе с органическими остатками, большинство радионуклидов поступает в донные отложения, которые являются местом их депонирования. При этом радионуклиды сложным образом участвуют в обменных процессах между донными осадками и водными массами. Роль донных осадков по отношению к водным массам в случае аварийного радиационного загрязнения водоема такова: первоначально на сравнительно непродолжительный период они выступают как депозитарий-накопитель загрязнителей, что улучшает качество воды, а затем на длительное время становятся источником вторичного загрязнения воды водного объекта. Учитывая роль, которую играют донные отложения в миграции и аккумуляции радиоактивных веществ в экосистеме водоема, изучение процессов их поведения в донных отложениях и математическое моделирование этих процессов представляют собой актуальную задачу водной радиозологии.

К настоящему времени накоплен определенный экспериментальный материал о распределении радионуклидов в системе «вода — биота — донные отложения», имеются качественные описания миграционных процессов радионуклидов в донных отложениях и в водной среде, однако уровень формализации поведения радионуклидов в водных экосистемах еще не соответствует требованиям, при выполнении которых математическое моделирование становится инструментом прогнозирования и управления радиационным состоянием водного объекта.

Цель данной работы — исследование долговременных последствий аварийной ситуации на промышленном предприятии с загрязнением водного объекта аккумулирующего типа с использованием модели, описывающей динамику миграции радионуклидов в донных отложениях за счет диффузионно-конвективных процессов переноса с учетом сложного механизма формирования донных отложений в водоемах такого типа. Предложена структура уравнений такой модели, проведено построение решения численными методами и дан анализ результатов.

2. Моделирование радиоактивного загрязнения слоя донных отложений

2.1. Сезонная динамика распространения радионуклидов в водоеме

Общий характер сезонной динамики поведения радионуклидов в водоеме представлен на **рис. 1**. Сразу после мгновенного выброса загрязняющих веществ (участок кривой 1—2), моделируемого δ -функцией, радионуклиды адсорбируются на взвешах водной формы, которые затем агрегируются и опускаются на дно (2—3). Наступает кратковременная стабилизация режима вплоть до установления температуры, достаточной для рождения и развития биотических компонентов (3—4). Их деятельность в летний период приводит к уменьшению концентрации радионуклидов. К осени водоросли и фитопланктон сосредотачиваются непосредственно вблизи донных отложений в виде детрита, где и разлагаются редуцентами до неорганических соединений (4—5). Вновь происходит увеличение концентрации радионуклидов за счет процессов диффузии и взмучивания (5—6). Этот сезонный цикл повторяется в течение длительного времени, но на каждом этапе значительная часть загрязняющих веществ накапливается в слое донных отложений.



Рис. 1. Сезонная динамика поведения радионуклидов в водоеме

2.2. Подходы к моделированию динамики загрязняющих веществ в системе «поверхностный водоисточник — донные отложения»

Процесс распространения загрязняющих веществ и радионуклидов в различных компонентах окружающей среды протекает крайне неравномерно, что объясняется значительными различиями их физических, химических и биологических свойств. С экологической точки зрения, наиболее опасными являются компоненты, содержащие в больших количествах мобильные вещества, прежде всего воду. Характерными примерами являются поверхностные водоисточники: водоемы, реки и напорные водоносные горизонты. Положительную роль в природной среде играют компоненты с высокой сорбционной способностью, типичным примером которых являются донные отложения. Поэтому система «поверхностный водоисточник — донные отложения» отражает, во-первых, принципиально различные стороны в динамике загрязняющих веществ и радионуклидов в природе, а во-вторых, особенности взаимодействия контрастных по своим свойствам компонентов. Ее исследование представляет большой практический интерес вследствие ее широкой распространенности в природе.

Эта система не является автономной, а функционирует как составляющая часть более общей экосистемы, включающей приземный слой атмосферы, граничащие с поверхностным водоисточником загрязненные территории и хорошо проницаемые слои грунта, подстилающие донные отложения (рис. 2). Учет влияния сопредельных сред обеспечивается путем задания соответствующих установленных из эксперимента граничных условий на внешних границах системы: свободной поверхности водоисточника и нижней границе донных отложений. Так как цель работы заключается в

составлении долгосрочного прогноза вторичного загрязнения (когда источником являются уже донные отложения), представляет интерес широко распространенный случай хорошо проницаемых слоев, подстилающих донные отложения. Этот вариант допускает использование на донной границе условия, соответствующего беспрепятственному выносу загрязняющих веществ и радионуклидов из донных отложений в хорошо проницаемый грунт.

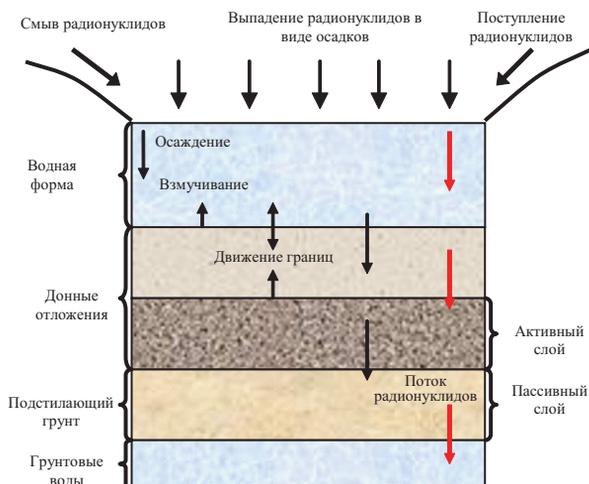


Рис. 2. Пути миграции радионуклидов в системе «поверхностный источник — донные отложения»

Физико-химическая картина, наблюдаемая внутри системы «поверхностный водоисточник — донные отложения», отличается большой сложностью, которая объясняется разнообразием механизмов переноса загрязняющих веществ и радионуклидов, особенностями формирования водного течения и динамики твердой фазы в поверхностном водоисточнике, неоднородностью и нестабильностью структуры донных отложений, специфическим характером взаимодействия потоков растворенных загрязняющих веществ и радионуклидов в донных отложениях и поверхностном водоисточнике. Общая математическая модель, отражающая перечисленные особенности, слишком сложна для выполнения на ее основе эффективных научных исследований. Поэтому реализуется подход, при котором в качестве объекта исследования выбирается только один компонент при упрощенном описании влияния второго.

Возможны три пути решения общей проблемы распространения радионуклидов в системе «поверхностный водоисточник — донные отложения»:

- моделирование динамики загрязняющих веществ и радионуклидов в поверхностном водоисточнике с приближенным учетом влияния загрязненного слоя донных отложений;
- моделирование динамики радионуклидов в донных отложениях с приближенным учетом влияния загрязненного поверхностного водоисточника;
- моделирование потока радионуклидов в едином природном объекте «поверхностный водоисточник — донные отложения» со строгим учетом внутренних взаимодействий между его составляющими.

Использование первого пути целесообразно при оценке ближайших последствий аварии, представляющей собой разовый выброс радионуклидов, моделирующийся δ -функцией. Решающую роль в формировании радиологического режима водоисточника в такой ситуации играют физико-химические и динамические свойства воды. Носителями же существенной части загрязняющих веществ благодаря своим высоким сорбционным качествам являются гидробионты и взвеси твердых частиц.

Влияние донных отложений выражается в отводе некоторой части радионуклидов (относительно небольшой в начальный период их распространения) из поверхностного водоисточника вследствие седиментации и диффузии, возникающей за счет большого различия в уровнях загрязненности обоих компонентов. Для ее учета необходимо наличие информации об изменении концентрации загрязняющих веществ на некоторой фиксированной глубине внутри донных отложений.

Второй путь может оказаться более предпочтительным при реализации долгосрочных прогнозов радиологической обстановки окружающей среды. С течением времени основная часть радионуклидов, поступивших на поверхность водоисточника, сосредотачивается в донных отложениях. Под действием фильтрационного потока они перемещаются вниз по профилю и могут начать выноситься в нижележащий грунт. Таким образом, донные отложения становятся причиной вторичного загрязнения окружающей среды. На последующих стадиях распространения загрязнений происходит постепенное очищение верхнего участка донных отложений, что дает основание говорить об ослаблении взаимного влияния между поверхностным водоисточником и донными отложениями. Основу математической модели в этом подходе составляют уравнения сохранения и кинетики для различных форм загрязняющих веществ в донных отложениях, которые отражают три механизма их переноса, процессы обмена между присутствующими формами загрязняющих веществ и радионуклидов.

При выборе граничного условия на верхней границе донных отложений необходимо учитывать динамику физико-химических процессов во всем объеме водоема, что значительно усложняет задачу. Однако если в по-

верхностном водоисточнике образуется слой с устойчивым уровнем загрязненности, появляется физическое обоснование для введения поверхностного подслоя, в котором можно пренебречь переходными процессами. Неоднородность и наличие движущихся границ позволяют условно разделить донные отложения на два характерных слоя, физико-химические условия в каждом из которых практически остаются постоянными, но скачкообразно изменяются при переходе из одного слоя в другой. Верхний (активный) слой имеет заметно большие пористость и коэффициент фильтрации. Под действием собственного веса и веса столба воды над донными отложениями происходит постепенное уплотнение грунта активного слоя, что ведет, во-первых, к подъему границы между слоями донных отложений, а во-вторых, к дополнительному переносу загрязняющих веществ и радионуклидов с твердой фазой вниз. Закономерность перемещения верхней границы донных отложений определяется процессами оседания и взмучивания твердых частиц, которые должны задаваться. В настоящей работе рассматривается случай неподвижной верхней границы однородного слоя донных отложений. Для него получено решение, которое может быть обобщено и на случай перемещающейся границы путем корректировки параметров.

Самым общим является третий путь. Он позволяет получить расчетную картину, близкую к реальной в широком диапазоне изменения природных и техногенных условий. Однако практическая реализация такого пути существенно затруднена. Основные сложности возникают при получении исходной информации, объем которой резко возрастает по сравнению с упрощенными подходами.

В данной работе была поставлена задача исследования долговременных последствий аварийной ситуации на промышленном объекте, поэтому выbran и реализован второй путь.

2.3. Формализация и математическая постановка задачи распространения радионуклидов в слое донных отложений

Слой донных отложений из-за своих специфических свойств играет неоднозначную роль в распространении в природе загрязняющих веществ, в том числе радионуклидов. С одной стороны, слой донных отложений аккумулирует и закрепляет физическим или химическим путем радионуклиды, тем самым в значительной степени ограничивая их подвижность. С другой стороны, слой донных отложений, как правило, граничит с хорошо проводящими средами и с течением времени по мере очищения последних становится источником вторичного загрязнения окружающей среды. Краткосрочный прогноз распространения радионуклидов позволяет оценивать

значение слоя донных отложений как важнейшего фактора очищения компонентов водоема. Долгосрочный прогноз дает возможность предвидеть дальние последствия аварий или длительного использования несовершенных технологий на АЭС и промышленных объектах. Осуществление указанных прогнозов с высоким уровнем достоверности возможно только на базе математических моделей массопереноса с детальным учетом особенностей массообмена с сопредельными средами (поверхностные и подземные водоисточники и водоприемники, нижележащий хорошо проницаемый грунт, прилегающие территории).

Сформулируем задачу распространения радионуклидов в слое донных отложений конечной мощности m_0 за счет механизмов эффективной диффузии (молекулярной диффузии и гидродинамической дисперсии) и конвекции, обусловленной нисходящим фильтрационным потоком с постоянной скоростью фильтрации V_ϕ . Прочное (в фиксированной форме) и непрочное (в обменной форме) закрепление радионуклидов в различных фракциях твердой фазы донных отложений в количественном отношении характеризуется параметрами их распределения в равновесных условиях: между фиксированной и обменной формами — K_f , между обменной и растворенной формами — K_e . Постепенное снижение уровня радиоактивного загрязнения твердой и жидкой фаз слоя донных отложений вследствие радиоактивного распада радионуклидов (в общем случае за счет внутренних возможностей самоочищения системы) учитывается с помощью коэффициента λ . Исходная модель отражает кинетические особенности обмена между прочно и непрочно связанными формами радионуклидов, характеризуемые коэффициентом скорости обмена α . Также считается, что равновесие между обменной и растворенной формами устанавливается мгновенно. Тогда система уравнений, описывающая динамику поведения радионуклидов в слое донных отложений в рамках оговоренных допущений, принимает вид

$$\begin{cases} D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + V_\phi \frac{\partial C}{\partial z} - \lambda \theta_s C - \lambda \rho_s S_e - \lambda \rho_s S_f = \theta_s \frac{\partial C}{\partial t} + \rho_s \frac{\partial S_e}{\partial t} + \rho_s \frac{\partial S_f}{\partial t}, \\ S_e = K_e C, \\ \alpha (K_f S_e - S_f) - \lambda S_f = \frac{\partial S_f}{\partial t}, \end{cases} \quad (1)$$

где D_e — коэффициент эффективной диффузии, который характеризует близкие по значимости механизмы переноса радионуклидов за счет молекулярной диффузии, гидродинамической дисперсии и определяется по формуле $D_e = D_0 \theta_s f_s + \chi V_\phi$ (D_0 — коэффициент молекулярной диффу-

зии радионуклидов в воде; f_s — фактор сопротивления, который равен θ_s^2 ; θ_s — пористость грунта в слое донных отложений; χ — коэффициент гидродинамической дисперсии); C — концентрация радионуклидов в растворенной форме; ρ_s — плотность грунта; S_e и S_f — концентрации радионуклидов в обменной и необменной формах. Ось Oz направлена вверх.

В водоеме при стоячей глубокой воде основным механизмом переноса является молекулярная диффузия, которая может заметно превосходить эффективную диффузию в слое донных отложений. Для водоемов с проточной водой начинает играть важную роль турбулентный характер водного (руслового) потока с интенсивным массообменом между различными слоями водоема. Указанные особенности могут быть в первом приближении учтены посредством граничного условия

$$z = 0: D_e \frac{\partial C}{\partial z} + V_\phi C = \gamma_1 V_\phi (C_0 - \gamma_2 C), \quad (2)$$

где

$$\gamma_1 = \frac{\exp\left(\frac{V_\phi z_u}{D_w}\right)}{\exp\left(\frac{V_\phi z_u}{D_w}\right) - 1}; \quad \gamma_2 = \exp\left(-\frac{V_\phi z_u}{D_w}\right), \quad (3)$$

C_0 — концентрация радионуклидов в водоеме вне зоны влияния диффузионного слоя донных отложений; z_u — координата верхней границы диффузионного слоя; D_w — обобщенный коэффициент диффузии в водоеме, определяемый с учетом динамических свойств водной среды.

Условие (2) получено на основе решения стационарной задачи массопереноса в диффузионном слое водоема и не учитывает переходных процессов.

При формировании радиологического режима в слое донных отложений возможны два предельных случая в зависимости от диффузионных свойств водной среды водоема. Максимальный расход радионуклидов в слое донных отложений имеет место при $D_w \rightarrow \infty$ или $z_u \rightarrow 0$ ($\gamma_1 \rightarrow 1, \gamma_2 \rightarrow 0$). Тогда в пределе из (2) вытекает условие

$$z = 0: C = C_0. \quad (4)$$

Минимальный расход радионуклидов в слое донных отложений формируется при $D_w \rightarrow 0$ или $z_u \rightarrow \infty$ ($\gamma_1 \rightarrow \infty, \gamma_2 \rightarrow 1$). В таком случае из условия (2) следует

$$z = 0: D_e \frac{\partial C}{\partial z} + V_\phi C = V_\phi C_0. \quad (5)$$

В реальности D_w и z_u являются конечными положительными величинами и определяют согласно (3) значения γ_1 и γ_2 .

На нижней границе слоя донных отложений ($z = z_0$) концентрация и расход радионуклидов зависят от физических свойств нижележащего грунта. Однако для наиболее опасных в экологическом отношении природных условий, при которых обеспечивается быстрый отвод радионуклидов, допустимо пренебрегать в подстилающем грунте диффузионной составляющей потока загрязняющих веществ. Тогда задается граничное условие

$$z = -z_0: \frac{\partial C}{\partial z} = 0. \quad (6)$$

Начальные условия в общем случае имеют вид

$$t = 0: C = C^0(z), S_f = S_f^0(z). \quad (7)$$

В принятой модели радиоактивное загрязнение слоя донных отложений определяется уровнем загрязненности водоема, влияние которого учитывается с помощью граничных условий на верхней границе донных отложений и начальных условий (если данный процесс имеет предысторию) путем задания соответствующих значений исходных параметров γ_1, γ_2, C_0 . Однако система «водоем — слой донных отложений — грунт» обладает способностью к самоочищению, которое наиболее интенсивно протекает в более мобильном и биологически активном компоненте системы — водоеме. Благодаря этому, а также вследствие радиоактивного распада радионуклидов, загрязненность воды постепенно снижается. Это можно отразить в исходной модели, задавая параметры γ_1, γ_2, C_0 как функции от t . Вместе с тем для долгосрочных прогнозов целесообразно основываться на упрощенной картине, исходя из двухстадийного характера перераспределения радионуклидов в рассматриваемой системе. При таком подходе можно считать, что на первой стадии вода в водоеме загрязнена и обуславливает поступление большого количества загрязняющих веществ в донные отложения. На второй стадии вследствие очищения водоема фильтрующаяся из него более чистая вода становится важнейшим фактором уменьшения загрязненности слоя донных отложений. Таким образом,

математическая задача переноса радионуклидов в слое донных отложений и обмена загрязняющими веществами с сопредельными средами ставится как задача с постоянными исходными параметрами γ_1, γ_2, C_0 . Их значения в течение расчетного времени (в конце первой стадии) резко меняются, а существенные изменения в характере распределения радионуклидов в слое донных отложений, имеющие место на второй стадии, вызваны скачкообразным изменением концентрации радионуклидов на верхней границе диффузионного слоя, так что здесь также используется условие (2), где C_0 заменяется на C_* .

Для удобства анализа и большей общности результатов расчетов исходная модель (1), (2), (6), (7) представляется в безразмерном виде:

$$\left\{ \begin{array}{l} \overline{D_e} \frac{\partial^2 \overline{C}}{\partial \overline{z}^2} + \frac{\partial \overline{C}}{\partial \overline{z}} - \overline{\lambda C} - \overline{\lambda R_f S_f} = R_f \frac{\partial \overline{S_f}}{\partial \overline{t}} + \frac{\partial \overline{C}}{\partial \overline{t}}, \\ \overline{\alpha} (\overline{C} - \overline{S_f}) - \overline{\lambda S_f} = \frac{\partial \overline{S_f}}{\partial \overline{t}}, \\ \overline{z} = 0: \overline{D_e} \frac{\partial \overline{C}}{\partial \overline{z}} + \overline{C} = \gamma_1 (1 - \gamma_2 \overline{C}), \\ \overline{z} = -1: \frac{\partial \overline{C}}{\partial \overline{z}} = 0, \\ \overline{t} = 0: \overline{C} = \overline{C}^0, \overline{S_f} = \overline{S_f}^0. \end{array} \right. \quad (8)$$

Модель (8) включает следующие безразмерные параметры: $\overline{D_e} = \frac{D_e}{V_\phi m_0}$,

$$\overline{C} = \frac{C}{C_0}, \quad \overline{z} = \frac{z}{m_0}, \quad \overline{\lambda} = \frac{\lambda m_0}{V_\phi} (\theta_s + \rho_s K_e), \quad R_f = \frac{\rho_s K_f K_e}{\theta_s + \rho_s K_e}, \quad \overline{S_f} = \frac{S_f}{K_f K_e C_0},$$

$$\overline{t} = \frac{V_\phi t}{m_0 (\theta_s + \rho_s K_e)}, \quad \overline{C}^0 = \frac{C^0}{C_0}, \quad \overline{S_f}^0 = \frac{S_f^0}{K_f K_e C_0}, \quad \overline{\alpha} = \frac{\alpha m_0}{V_\phi} (\theta_s + \rho_s K_e). \text{ Кро-}$$

ме того, так как $\overline{S_e} = \frac{S_e}{K_e C_0}$, то из (1) следует $\overline{S_e} = \overline{C}$.

В дальнейшем черточки над безразмерными переменными и параметрами будут опускаться.

2.4. Решение задачи

Численное решение математической модели (8) получено методом прогонки. Основными расчетными величинами являются концентрации радионуклидов в растворенной $C(z, t)$ и необменной $S_f(z, t)$ формах. Поведение радионуклидов предполагается рассматривать в течение длительного времени — с момента возникновения аварийной ситуации вплоть до момента снижения радиоактивного загрязнения слоя донных отложений до уровня, уже не представляющего серьезной угрозы для окружающей среды. Расчеты для каждого периода, поскольку имеются существенные различия в начальных и граничном (при $z = 0$) условиях, выполняются отдельно.

Построим разностную схему системы (8), аппроксимируя уравнения по шаблону:

$$\begin{array}{ccccc}
 n+1, i-1 & \text{-----} & n+1, i & \text{-----} & n+1, i+1 \\
 & & | & & \\
 & & n, i & &
 \end{array}$$

$$\begin{cases}
 \frac{1}{\tau}(C_i^{n+1} - C_i^n) + \frac{R_f}{\tau}(S_i^{n+1} - S_i^n) - \frac{1}{h}(C_{i+1}^{n+1} - C_i^{n+1}) = \\
 = \frac{D_e}{h^2}(C_{i+1}^{n+1} - 2C_i^{n+1} + C_{i-1}^{n+1}) - \lambda C_i^{n+1} - \lambda R_f S_i^{n+1}, \\
 \alpha(C_i^{n+1} - S_i^{n+1}) - \lambda S_i^{n+1} = \frac{1}{\tau}(S_i^{n+1} - S_i^n),
 \end{cases} \quad (9)$$

где $i = 1, 2, \dots, N-1$; $n = 0, 1, \dots, T$.

$$\begin{cases}
 \frac{D_e}{h}(C_N^n - C_{N-1}^n) + C_N^n = \gamma_1(1 - \gamma_2 C_N^n), \quad n = 1, 2, \dots, T_*, \\
 \frac{D_e}{h}(C_N^n - C_{N-1}^n) + C_N^n = -\gamma_1 \gamma_2 C_N^n, \quad n = T_*, T_* + 1, \dots, T, \\
 C_0^n = C_1^n, \quad n = 0,
 \end{cases} \quad (10)$$

где $i = 0, 1, \dots, N$.

$$\begin{cases} C_i^0 = C^0, \\ S_i^0 = S^0. \end{cases} \quad (11)$$

Здесь N — полное число узлов расчетной сетки по пространству; T — то же по времени; T_* — время окончания первой стадии и начала второй. Кроме того, для удобства обозначения полагаем, что $S_f = S$.

Исследуя данную схему на аппроксимацию, нужно найти невязки всех уравнений (8) на решениях $C(t, z), S(t, z)$ исходной задачи (8). Выбрав в качестве «опорной точки» узел $(i, n + 1)$, из уравнений (9) и (10) — предполагая, что существуют и ограничены вторые производные от C и S по своим аргументам, — получим

$$\begin{cases} (\Psi_1)_i^{n+1} = \left[\frac{h}{2} C'' + \frac{\tau}{2} (\ddot{C} + R_f \ddot{S}) \right]_i^{n+1} + O(\tau^2, h^2), \\ (\Psi_2)_i^{n+1} = \left(\frac{\tau}{2} \ddot{S} \right)_i^{n+1} + O(\tau^2), \\ (\Psi_{3,4})_i^{n+1} = \left(\frac{hD_e}{2} C'' \right)_i^{n+1} + O(h^2), \\ (\Psi_5)_i^{n+1} = \left(\frac{h}{2} C'' \right)_i^{n+1} + O(h^2). \end{cases}$$

Соотношения (11) аппроксимируют соответствующие начальные условия точно.

Таким образом, главные члены ошибок аппроксимации суть величины первого порядка малости как по τ , так и по h .

Для решения разностных уравнений (9)—(11) методом прогонки сводим их к уравнению вида $AC_{i-1} - BC_i + EC_{i+1} = F_i$ ($i = 1, 2, \dots, N - 1$) с крайними условиями $C_1 = \kappa_1 C_0 + \nu_1, C_N = \kappa_N C_{N-1} + \nu_N$.

Тогда решение задачи может быть получено при помощи следующего алгоритма:

$$\begin{cases} \phi_i = \frac{A}{B - E\phi_{i+1}}, \varepsilon_i = \frac{E\phi_i\varepsilon_{i+1} - F_i\phi_i}{A}, i = N-1, N-2, \dots, 1, \\ \phi_N = \kappa_N, \varepsilon_N = \nu_N, \\ C_i = \phi_i C_{i-1} + \varepsilon_i, i = 1, 2, \dots, N, \\ C_0 = \frac{\varepsilon_1}{1 - \phi_1}. \end{cases} \quad (12)$$

Здесь из уравнений (9)—(11):

$$A = \frac{D_e}{h^2},$$

$$B = \frac{2D_e}{h^2} + \frac{1}{h} + \frac{1}{\tau} + \lambda + \frac{\lambda R_f \alpha}{\alpha + \lambda + \frac{1}{\tau}} + \frac{R_f \alpha}{\tau \alpha + \tau \lambda + 1},$$

$$E = \frac{D_e}{h^2} + \frac{1}{h},$$

$$F_i = \left[\frac{\lambda R_f \alpha}{\alpha + \lambda + \frac{1}{\tau}} + \frac{R_f}{\tau(\tau \alpha + \tau \lambda + 1)} - \frac{R_f}{\tau} \right] S_i^n - \frac{1}{\tau} C_i^n, i = 0, 1, \dots, N,$$

$$\kappa_N = \begin{cases} \frac{\gamma_1 h}{D_e + h + \gamma_1 \gamma_2 h}, t \in [0, T_*], \\ 0, t \in [T_*, T], \end{cases}$$

$$\nu_N = \frac{D_e}{D_e + h + \gamma_1 \gamma_2 h}.$$

Прогночные формулы (12) являются устойчивыми, если $|B| > |A| + |E|$. Это условие, очевидно, выполняется.

Теперь рассмотрим вопрос устойчивости разностной схемы (9)—(11), исходя из того, что она описывает эволюционную задачу. Применяя метод гармоник, представим частные решения (9) в виде

$$\begin{pmatrix} C \\ S \end{pmatrix}_n^k = \begin{pmatrix} C \\ S \end{pmatrix} \mu^n e^{ik\beta}. \quad (13)$$

Условие устойчивости по начальным данным сводится к требованию ограниченности амплитуды гармоник: $|\mu^n| \leq \text{const}$.

Подставляя (12) в (9), получаем

$$\begin{cases} \left\{ \frac{1}{\tau} + \mu \left[\frac{2D_e}{h^2} (\cos \beta - 1) + \frac{e^{i\beta} - 1}{h} - \lambda - \frac{1}{\tau} \right] \right\} C + \left\{ \frac{R_f}{\tau} - \mu \left(\frac{R_f}{\tau} + \lambda R_f \right) \right\} S = 0, \\ \mu \alpha C + \left[\frac{1}{\tau} - \mu \left(\alpha + \lambda + \frac{1}{\tau} \right) \right] S = 0. \end{cases}$$

Эта система имеет решение, если детерминант ее матрицы обращается в нуль, откуда

$$\left[\frac{\alpha R_f}{\tau} + \alpha \lambda R_f - K \left(\alpha + \lambda + \frac{1}{\tau} \right) \right] \mu^2 + \frac{K - \alpha + \lambda + \frac{1}{\tau} - \alpha R_f}{\tau} \mu + \frac{1}{\tau^2} = 0,$$

где $K = \frac{1}{\tau} + \mu \left[\frac{2D_e}{h^2} (\cos \beta - 1) + \frac{e^{i\beta} - 1}{h} - \lambda - \frac{1}{\tau} \right]$.

Таким образом, получена зависимость амплитуды от параметров сетки, параметров задачи и β , которое может быть произвольным.

Численный расчет зависимости $\mu(\beta)$ для различных параметров задачи и сетки представлен на **рис. 3** и **рис. 4**.

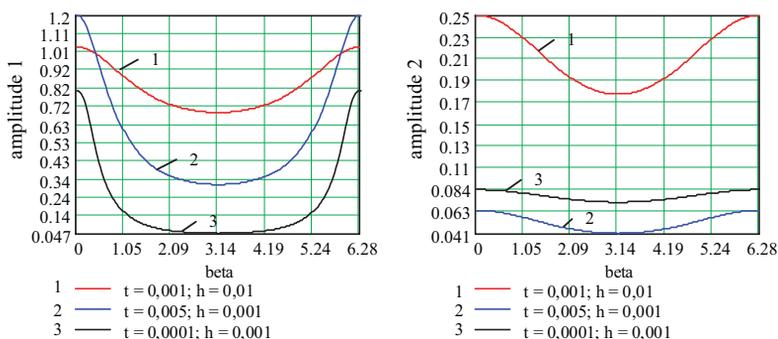


Рис. 3. Зависимость $\mu(\beta)$ при различных значениях шага сетки

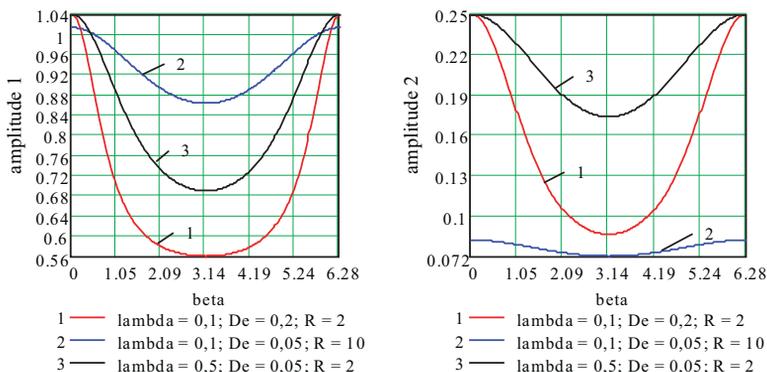


Рис. 4. Зависимость $\mu(\beta)$ при различных значениях шага сетки

Таким образом, $|\mu| < 1$ для используемых в расчетах входных параметров. Шаги сетки выбираются равными, например, $\tau = 0,0001$ по времени и $h = 0,001$ по пространству.

Итак, разностная схема аппроксимирует исходную линейную систему уравнений и является устойчивой. Тогда численные решения

$$C^{(h,\tau)}, S^{(h,\tau)} \xrightarrow{h,\tau \rightarrow 0} C(z,t), S(z,t).$$

3. Анализ результатов

Для выполнения прогнозных расчетов и анализа особенностей формирования радиологического режима в слое донных отложений при распространении радионуклидов в системе «водоем — слой донных отложений — грунт» необходимо изначально задавать следующие размерные параметры: $\rho_s, \theta_s, D_0, f_s, \chi, V_\phi, \lambda, K_e, \alpha, K_f, z_u, D_w, C^0, C_0, S_f^0, z_0$. Однако удобнее проводить теоретический анализ, опираясь на математическую модель переноса радионуклидов в слое донных отложений в безразмерном виде (8), которая содержит безразмерные параметры $D_e, R_f, \lambda, \alpha, \gamma_1, \gamma_2$. При таком подходе искомые безразмерные концентрации радионуклидов в растворенной C и необменной S_f формах являются функциями от безразмерных координаты (высоты) z , времени t и приведенных выше комплексов. Так как исходные параметры на практике заметно меняются (от объекта к объекту), то пределы изменения безраз-

мерных параметров при общем анализе могут быть значительными. Данные экспериментальных исследований для ряда природных объектов свидетельствуют о том, что ориентировочный диапазон значений D_e составляет 0,05—0,2. Второй важнейший параметр R_f находится обычно в пределах от 2 (для радионуклидов, слабее взаимодействующих с твердой фазой донных отложений) до 10 и более (для радионуклидов, хорошо фиксируемых твердой фазой). Значение λ приближенно изменяется от 0,05 (для малоподвижных стабильных радионуклидов) до 0,5 и более (для мобильных и быстрораспадающихся). Диапазоны для α и γ_1 являются существенно более широкими, так как оба параметра могут меняться от единицы до очень больших значений ($\alpha \rightarrow \infty, \gamma_1 \rightarrow \infty$). В частности, использование высоких значений γ_1 необходимо при моделировании постоянной концентрации радионуклидов на верхней границе слоя донных отложений. Выбор же больших значений α (свыше 100) указывает на принятие в модели почти равновесного характера обмена между обменной и необменной формами загрязняющих веществ. Подобные диапазоны изменения исходных безразмерных параметров позволяют отразить в первом приближении разнообразие физико-химические условия, встречающиеся на практике.

Расчетное время для долгосрочных прогнозов часто соизмеримо с характерным временем установления равновесия между обменной и фиксированными формами радионуклидов или заметно его превосходит. Таким образом, для почти равновесных условий ($\alpha \gg 1$) удобнее результаты расчетов представлять с использованием обобщенного масштаба времени, выражение для которого включает R_f и вытекает из первого уравнения системы (8), если допустить, что $S_f = C$. Поэтому вводится обобщенное безразмерное время

$$t_i = \frac{t}{R_f + 1}.$$

Подобное обобщение масштаба времени математической задачи (8) не позволяет, однако, исключить из этой модели параметр R_f , который остается в качестве множителя в слагаемом, описывающем распад фиксированных радионуклидов. Следовательно, сохраняющаяся в явном виде зависимость расчетных величин (концентраций, расходов) от R_f может служить в таком случае только для частичной оценки вклада распада радионуклидов в общую динамику радиологического режима. Для полной же оценки вклада этого процесса необходимо, кроме того, выполнять ана-

лиз влияния на C и S , а также параметра λ . Следует подчеркнуть, что динамика радионуклидов в слое донных отложений в первую очередь определяется R_f , а в полной мере значимость этого коэффициента может быть оценена в результате анализа поведения радионуклидов с использованием принятого в исходной модели безразмерного времени.

Ниже приведены в виде графиков некоторые наиболее характерные результаты. Характеристики радиологического режима рассчитывались отдельно для его первой и второй стадий.

Основная цель подобных расчетов заключается в составлении прогнозов радиационной обстановки. Выбор вида прогноза (кратко- или долгосрочный) диктуется характером хозяйственной деятельности на обследуемом объекте и требованиями по охране окружающей среды. Формально можно принимать, что краткосрочные прогнозы должны базироваться на результатах расчета радиационных характеристик при малых значениях t (например, $t < 0,1$), а долгосрочные — соответственно при больших t ($t > 0,5$).

3.1. Выбор исходных параметров и модельные расчеты распространения радионуклидов в критический период (высокой загрязненности водоемов)

В расчете кинетический параметр α полагался равным 1000, т. е. фактически принимался мгновенный характер обмена между растворенными и фиксированными радионуклидами. На **рис. 5, а б** представлены кривые изменения концентрации растворенных радионуклидов C_1 на первой стадии во входном сечении ($z = 0$) и посередине слоя донных отложений ($z = -0,5$) при постоянном расходе загрязняющих веществ на верхней границе: $\gamma_1 = 1, \gamma_2 = 0$ в системе (8). При $z =$ величина C_1 в начальный период ($t < 0,1$) резко возрастает, а после $t = 0,2$ стабилизируется. При малом λ ($\lambda = 0,5$) значительная часть поступающих в донные отложения радионуклидов распадается, и тем самым заметно тормозится рост C_1 . Также снижается темп накопления загрязняющих веществ в верхней части слоя донных отложений при увеличении D_e и R_f (влияние этих параметров сопоставимо). Рост C_1 в середине слоя начинается с некоторым запаздыванием, величина которого зависит от исходных параметров D_e, R_f, λ . Позднее всего ($t \approx 0,15$) в рассчитанных примерах начался быстрый подъем C_1 в случае $D_e = 0,05, R_f = 2, \lambda = 0,1$, что объясняется малым значением D_e . По этой же причине при $t > 0$ концентрация C_1 при $z = 0,5$ становится наибольшей среди рассмотренных при-

меров. Решающее влияние на C_1 в верхней половине слоя донных отложений оказывает распад радионуклидов при $\lambda = 0,5$.

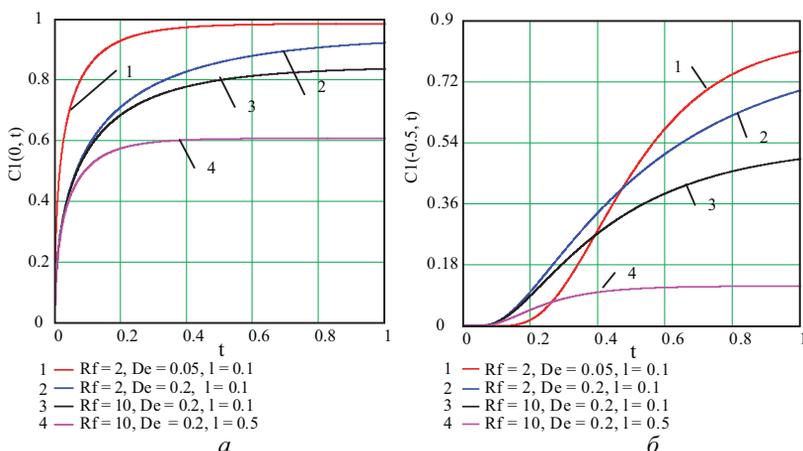


Рис. 5. Кривые изменения концентрации растворенных радионуклидов:
 а — во входном сечении; б — при $z = 0,5$

Данные расчетов профилей концентрации $C_1(z)$ свидетельствуют о крайней неравномерности распределения радионуклидов в слое донных отложений в начальный период его загрязнения и о постепенном выравнивании уровня загрязненности со временем. На рис. 6, а представлены профили $C_1(z)$ во времени при $t \approx 0,1$, которые могут служить базой для составления краткосрочных прогнозов. Изображенные на рис. 6, а кривые $C_1(z)$ отвечают лимитированному притоку радионуклидов. Естественно, что при малых значениях t загрязняющие вещества почти исключительно сосредоточены в верхней части донных отложений. Вглубь проникает несопоставимо малая часть общего количества радионуклидов, поступивших из водоема. С течением времени радионуклиды под действием диффузионно-конвективного механизма транспортируются в нижнюю часть слоя донных отложений, а затем начинают интенсивно выноситься в подстилающий грунт. Результаты расчетов $C_1(z)$ при $t = 1$, приведенные на рис. 6, б, указывают на значительное загрязнение донных отложений в целом при $\lambda = 0,1$. Однако существенная неоднородность загрязнения сохраняется и при большом значении λ ($\lambda = 0,5$ в расчетах). В общем, основываясь на рис. 6, можно утверждать, что наряду с R_f важнейшее влияние на формирование радиологического режима в слое донных отложений оказывает D_e . Значимость же радиоактивного распада радионукли-

дов по мере роста загрязненности слоя донных отложений возрастает, и уже при t порядка единицы этот фактор может играть очень важную положительную роль, содействуя снижению уровня загрязненности не только донных отложений, но и других компонентов окружающей среды.

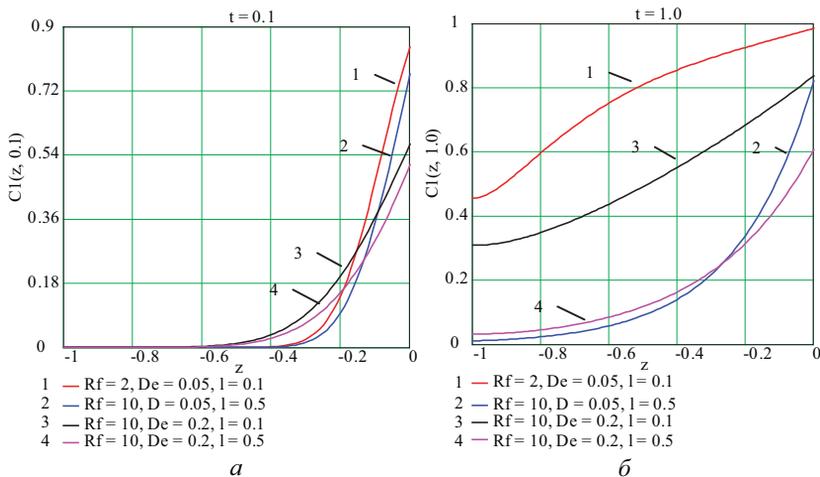


Рис. 6. Профили концентраций радионуклидов в виде растворов:
а — при $t = 0,1$; б — при $t = 1,0$

Итак, в начальной (первой) фазе первой стадии поступившие из водоема радионуклиды практически полностью локализируются в верхней части слоя донных отложений, а профили концентрации загрязняющих веществ в растворенной форме C_1 имеют форму языка. Вследствие линейности исходной модели при любом $t > 0$ и, например, однородных начальных условиях расчетное C_1 также больше нуля. Тем не менее можно и удобно для последующего анализа выделить зону, в пределах которой концентрация C_1 уже заметно отличается от начальной величины. Такая зона имеет выраженный передний (нижний) край, координата (глубина) которого и соответствующий момент времени будут обозначаться z_c, t_c . Положение нижнего края определяется из условия, что C_1 при $z = z_c$ имеет заданную очень малую величину C_b (в расчетах принималось 0,003, хотя, конечно, такой выбор является условным). Момент достижения передним краем указанной зоны нижней границы слоя донных отложений t_{c0} по существу есть момент начала интенсивного выноса радионуклидов в подстилающий грунт и является важнейшим параметром для экологических оценок. На

рис. 7, а и 7, б показаны результаты расчетов времени t_{c0} как функции от R_f при значениях $D_e = 0,05; 0,1; 0,2$ и $\lambda = 0,1; 0,5$, иллюстрирующие специфический характер зависимостей $t_{c0}(R_f)$.

При $\lambda = 0,1$ в рассмотренном диапазоне R_f данные зависимости являются почти линейными, и удвоение R_f приводит к почти аналогичному увеличению t_{c0} . Однако уже при $\lambda = 0,5$ отчетливо проявляется их нелинейный характер. Более того, зависимости $t_{c0}(R_f)$ имеют вертикальные асимптоты, отвечающие экологически безопасному режиму загрязнения слоя донных отложений. При таком режиме передний край зоны существенного загрязнения может формально достигнуть нижней границы донных отложений только при $t \rightarrow \infty$. Данный режим является предельным, так как ограничивает совокупность благоприятных в экологическом отношении радиологических режимов, при которых радионуклиды консервируются внутри слоя донных отложений. Существование указанного режима возможно только при определенных соотношениях между R_f , D_e и λ .

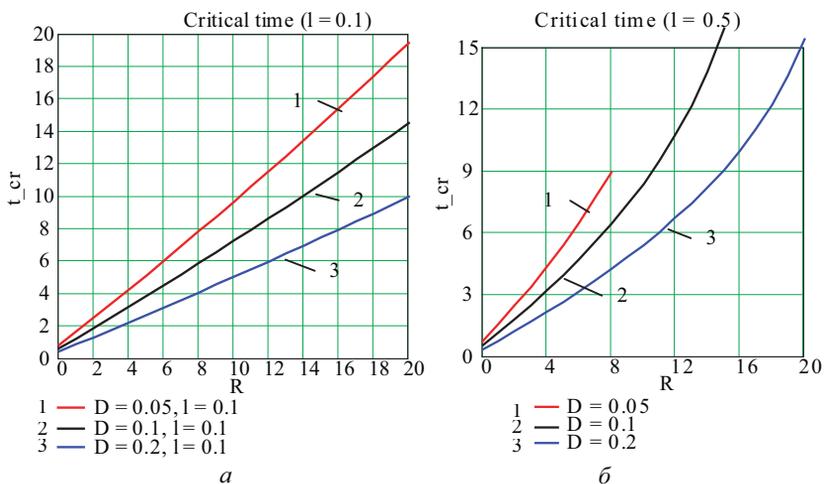


Рис. 7. Графики зависимостей $t_{c0}(R_f)$:
 а — при $\lambda = 0,1$; б — при $\lambda = 0,5$

Для фиксированных значений D_e (0,05; 0,2; 0,5) были построены кривые $\lambda(R_f)$ (**рис. 8**), определяющие положение совокупности точек (выше кри-

вых) с координатами $R_f(\lambda)$, которые вместе с соответствующими D_e допускают формирование важного для практики экологически безопасного предельного режима радиологического загрязнения слоя донных отложений.

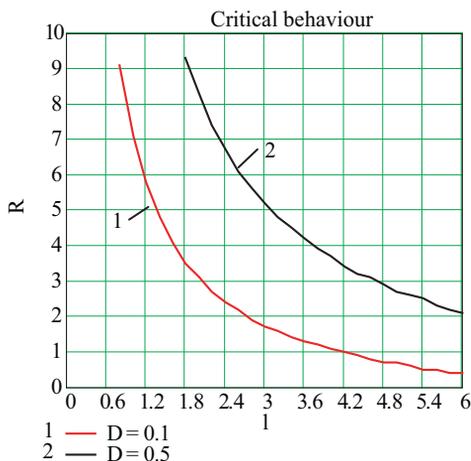


Рис. 8. Кривые, описывающие зависимость $\lambda(R_f)$ при формировании экологически безопасного режима загрязнения донных отложений

3.2. Прогноз распространения радионуклидов и вторичного загрязнения окружающей среды при стабилизации радиологического режима водоема

Изменение радиологической ситуации во внешней по отношению к системе «водоем — слой донных отложений — грунт» среде ведет к изменению уровня загрязненности более мобильного компонента — водоема. На практике экологическая обстановка в окружающей среде может меняться скачкообразно или плавно, но характерное время переходных процессов при этом обычно существенно больше или меньше прогнозного времени (кратко- и долгосрочные прогнозы) для слоя донных отложений. Это дает основание использовать и на второй стадии в качестве базовой модель (8), но при скорректированном значении C_0 в граничном условии на верхней границе донных отложений. Новая константа C_* (а при необходимости и γ_1, γ_2) выбирается таким образом, чтобы отразить существенные изменения, происходящие в радиологическом состоянии водоема. Если в момент окончания первой стадии t_* будет $C_* < C_1(-1, t_*)$, а именно такой случай рассматривается ниже, то запасы радионуклидов в слое дон-

ных отложений начинают срабатываться за счет превышения их выноса над поступлением. Таким образом, донные отложения становятся источником вторичного загрязнения. Особенности развития радиологического режима в слое донных отложений на второй стадии устанавливались путем расчета ряда характерных примеров для наиболее благоприятного случая чистой воды в водоеме ($C_* = 0$). Для определенности принимается, что изменение условий притока радионуклидов происходит в момент, характеризуемый значением $t = 1$. К этому моменту в твердой и жидкой фазах донных отложений аккумулируется значительное количество радионуклидов, которое может представлять серьезную опасность для окружающей среды.

Анализировалась динамика поведения загрязняющих веществ в слое донных отложений при условии мгновенного обмена между растворенными и фиксированными радионуклидами (кинетический коэффициент полагался равным 1000) и были получены профили концентрации растворенных радионуклидов $C_2(z)$ для моментов $t = 0,1$ и $t = 1$, которые показаны на **рис. 9, а** и **9, б**. В начальный период второй стадии около входного сечения образуется участок с низким содержанием радионуклидов, протяженность которого со временем растет. Фактически имеет место промывание слоя донных отложений, т. е. постепенное снижение суммарного количества радионуклидов, сопровождающееся их сложным перераспределением в пределах донных отложений. Количественная оценка влияния скорости радиоактивного распада радионуклидов на их поведение следует из сопоставления кривых 1 и 3 (см. **рис. 9, а**). Увеличение λ в пять раз приводит в среднем к уменьшению C_2 вдвое. Аналогичным образом влияет и рост соотношения фиксированных и растворенных (обменных) радионуклидов, который учитывается с помощью соответствующего изменения R_f (кривые 1 и 5). При длительном промывании слоя донных отложений уровень загрязненности существенно снижается, а относительно высокое содержание радионуклидов отмечается только в нижней части при $R_f = 2$ (см. **рис. 9, б**), причем концентрация $C_2(z, 1)$ монотонно увеличивается вниз по потоку и достигает максимума в выходном сечении. Вследствие одновременного распада и выноса радионуклидов при $R_f = 10$ их концентрация к моменту $t = 1$ во всем слое донных отложений не превышает 10—15% исходного уровня загрязненности.

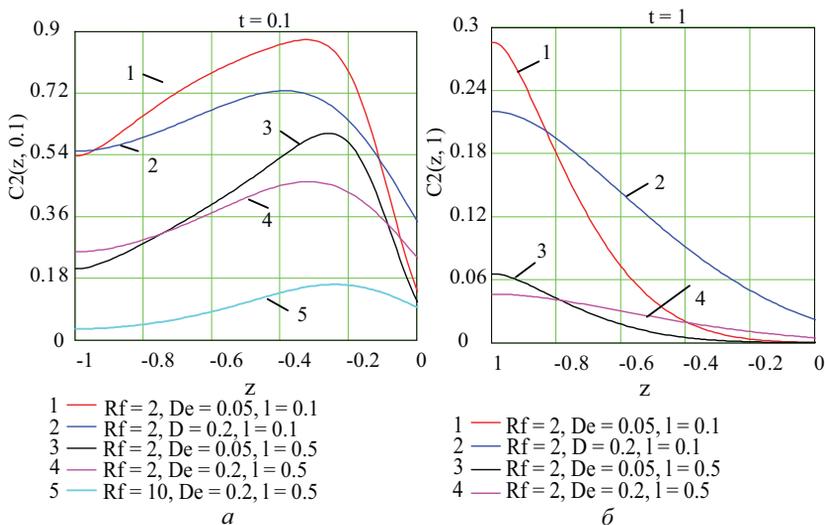


Рис. 9. Профили концентрации радионуклидов в виде растворов (вторая стадия):
 а — раствора в момент времени $t = 1,1$; б — в момент времени $t = 2,0$

4. Заключение

1. Анализ состояния донных отложений водных объектов свидетельствует, что они могут быть основным источником загрязнения вод. В этой связи необходимо выполнение качественных прогнозов поведения радионуклидов в водных экосистемах на базе математических многокомпонентных моделей диффузно-конвективных процессов переноса радионуклидов в донных отложениях, обмена радионуклидов между донными отложениями и сопредельными компонентами окружающей среды, создания модели радиологического режима донных отложений.

2. Диффузионный механизм, включающий молекулярную диффузию и гидродинамическую дисперсию, способствует ускоренному переносу радионуклидов в слое донных отложений и их более раннему и интенсивному выносу. При высоких скоростях фильтрации роль дисперсии существенно возрастает, что обуславливает повышенные требования к экспериментальному определению ее параметров.

3. При высоком содержании радионуклидов в твердой фазе и относительно большой скорости их распада возможно формирование экологически безопасных радиологических режимов в слое донных отложений, при ко-

торых практически все поступающие из водоема радионуклиды остаются в отложениях вплоть до их распада. Таким образом, при указанных режимах миграцией радионуклидов за пределы слоя донных отложений можно пренебречь. Установлены соотношения между исходными параметрами, при которых такие режимы могут формироваться.

4. При выполнении долгосрочных прогнозов или в случае существенных изменений радиологической обстановки в водоеме на протяжении расчетного периода целесообразно рассматривать распространение радионуклидов в донных отложениях как двухстадийный процесс. Кроме того, вследствие особенностей динамики радионуклидов в начальные периоды на каждой стадии предлагается условно разделить каждую из них на две фазы. В первой фазе первой стадии внутри слоя донных отложений формируется зона существенного загрязнения, а вынос радионуклидов в подстилающий грунт практически отсутствует. Во второй фазе из слоя донных отложений значительное количество радионуклидов выносятся. В первой фазе второй стадии на разных участках отложений наблюдается одновременное повышение и снижение уровня загрязненности, а вынос загрязняющих веществ в конце ее достигает максимума. Во второй фазе начиная с верхней части происходит окончательное очищение донных отложений.

5. Кинетика обмена между фиксированной и растворенной (обменной) формами радионуклидов может иметь большое значение для формирования радиологического режима слоя донных отложений на обменных стадиях. На первой стадии кинетический фактор играет существенную роль, сдерживая прочное закрепление радионуклидов в твердой фазе отложений и тем самым по существу повышая их мобильность. На второй стадии указанный фактор играет уже положительную роль, препятствуя быстрому освобождению радионуклидов из фиксированного состояния.

Литература

1. *Казаков С. В.* Управление радиационным состоянием водоемов-охладителей АЭС. — Киев: Техника, 1995.
2. Радиозэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС / Под общ. ред. О. В. Войцеховича. — Киев: Чернобыльинтеринформ, 1997.
3. *Паченский Я. А.* Математические модели физико-химических процессов в почвах. — М.: Наука, 1990.

4. *Денисова А. И., Нахшина Е. П., Новиков Б. И., Рябов А. Н.* Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. — Киев: Наук. думка, 1987.
5. Исследование радиоактивных загрязнений пойменных водоемов р. Припять: Отчет УкрНИГМИ. — Киев, 1990.
6. Радиоэкологическая оценка донных отложений как источника вторичного загрязнения отдельных элементов водных экосистем в 30-км зоне ЧАЭС: Отчет ИГиМ УААН. — Киев, 1998.

Регламентирование и классификация вод по содержанию в них радиоактивных веществ

С. В. Казаков

В области нормирования загрязнения и классификации водных объектов по уровню содержания в них вредных химических веществ (ВХВ) имеется достаточно развитая законодательная, нормативная и методическая база [1—9].

Несмотря на то что в области радиационной безопасности в целом имеется стройная научно обоснованная система ее обеспечения, действующие на сегодня документы, в той или иной мере регламентирующие и классифицирующие водные объекты по уровню содержания в них радиоактивных веществ (РВ), в отношении радиоактивных загрязнителей весьма неоднозначны и запутанны, а их применение для трактовки и интерпретации данных мониторинговых работ затруднительно. Поэтому определенный прогресс в направлении развития нормативно регулятивной базы в отношении содержания РВ в поверхностных водах, основанный на анализе действующих документов и современных методологий в области обеспечения радиационной безопасности, является важной задачей санитарно-гигиенической и радиоэкологической охраны вод.

НРБ-99 [10] определяют в качестве допустимого уровня монофакторного воздействия $УВ^{вода}$ (уровень вмешательства, средняя за год удельная активность i -го радионуклида (Бк/кг) в питьевой воде, создающая при постоянном потреблении воды в объеме 2 кг/сут эффективную дозу 0,1 мЗв/год). Если выполняется условие

$$\sum_i A_i / УВ_i \leq 1, \quad (1)$$

где A_i — удельная активность i -го радионуклида в воде; $УВ_i$ — уровень вмешательства для i -го радионуклида (приложение П-2 НРБ-99), то не требуется мероприятий по снижению радиоактивности питьевой воды. При невыполнении указанного условия защитные действия должны осуществляться с учетом принципа оптимизации.

В качестве примера укажем значения $УВ^{вода}$ для некоторых радионуклидов (табл. 1). В этой таблице приведены также значения допустимой удельной активности воды для населения ($ДУА_{нас}$) из НРБ-96 [11], рассчитанные в соответствии с этим документом из предела дозы для населения, равного

1 мЗв/год. Заметим, что имеется некоторое расхождение в значениях из НРБ-99 и НРБ-96, которое нельзя объяснить только десятикратным снижением значения дозы для населения, принятой для расчета $УВ^{вода}$ в НРБ-99, по сравнению с пределом дозы в 1 мЗв/год, принятым для расчета $ДУ_{нас}$ в НРБ-96. По-видимому, дело в том, что в НРБ-99 (приложение П-2) значения дозового коэффициента и предела годового поступления за счет перорального поступления рассчитаны для указанной в соответствующей графе этого приложения критической группы населения, причем предел годового поступления рассчитан для предела дозы, равного 1 мЗв/год, а значения $УВ_i^{вода}$ рассчитаны для квоты от предела дозы, равной 0,1 мЗв/год, и для критической группы населения «Взрослые — старше 17 лет».

Таблица 1. Значения $УВ^{вода}$ для некоторых радионуклидов, часто встречающихся в практических задачах регламентирования

Радионуклид	Период полураспада, год	ПГП _{нас} ^{пищ} , Бк/год	$УВ^{вода}$, Бк/кг	$ДУ_{нас}$, Бк/кг
T	12,3	2,1E+7 (неорганические соединения), 8,3E+6 (органические соединения)	7,7E+3 (неорганические соединения), 3,3E+3 (органические соединения)	3,0E+4
⁴⁰ K	1,28E+9	2,4E+4	2,2E+1	2,0E+2
⁹⁰ Sr	29,1	1,3E+4	5,0	4,5E+1
¹³⁷ Cs	30,0	7,7E+4	1,1E+1	9,6E+1
²²⁶ Ra *	1,60E+3	6,7E+2	5,0E-1	4,5
²³² Th	1,4E+10	2,2E+3	6,0E-1	5,4
²³⁴ U	2,44E+5	7,7E+3	2,9	2,6E+1
²³⁵ U	7,04E+8	7,7E+3	3,0	3,3 **
²³⁸ U	4,47E+9	8,4E+3	3,1	7,3E-1 **
^{239,240} Pu	2,41E+4; 6,54E+3	2,4E+3	5,6E-1	5,0
²⁴¹ Pu	14,4	2,1E+5	2,9E+1	2,7E+2
²⁴¹ Am	4,32E+2	2,7E+3	6,9E-1	6,3

* Критическим путем облучения людей за счет радона, содержащегося в питьевой воде, является переход радона в воздух помещения и последующее ингаляционное поступление дочерних продуктов радона. Уровень вмешательства для ²²²Rn в питьевой воде составляет 60 Бк/кг.

** Соответствует ПГП (пределу годового поступления) урана, равному 50 мг/год, величина которого определяется химической токсичностью.

Еще одна весьма важная деталь: НРБ-99 требуют выполнения соотношения (1) при регламентировании содержания в питьевой воде РВ как искусственного, так и природного происхождения (п. 5.3.5), что, вообще говоря, находится в определенном противоречии с положениями раздела

3 «Требований к ограничению техногенного облучения в контролируемых условиях» и п. 1.3 НРБ-99¹ и существенно осложняет процедуры нормирования воздействия техногенных источников для питьевых вод. В НРБ-96 нормирование содержания естественных радионуклидов определяется специальным положением:

«п. 7.3.6. Эффективная доза за счет естественных радионуклидов в питьевой воде не должна превышать 0,2 мЗв/год. Этому значению дозы соответствуют среднегодовые значения удельной активности радионуклидов (ДУА(j)), равные: уран-238 — 5,6 *; уран-234 — 5,1; радий-226 — 0,89; радий-228 — 0,37; свинец-210 — 0,37; полоний-210 — 0,21; радон-222 — 120 Бк/кг. При совместном присутствии в воде этих радионуклидов должно выполняться условие:

$$\sum_i A_i / ДУА_i \leq 1,$$

где A_i — удельная активность радионуклидов в воде.

* По химической токсичности удельная активность урана-238 в питьевой воде не должна превышать 0,73 Бк/кг (Приложение П-2)».

Тем самым в НРБ-96 для естественных радионуклидов отводилась квота в одну пятую от предела дозы для населения, что весьма упрощало (по сравнению с НРБ-99) методы нормирования содержания РВ в питьевой воде и регламентирование жидких сбросов от объектов атомной энергетики и промышленности. Средняя концентрация естественных радионуклидов в пресных водах составляет (Бк/л) [12]:

⁴⁰ K	—	0,004—0,24;
²²² Rn	—	0,007—6,7;
²²⁶ Ra	—	0,0004—0,11;
²³⁴ U	—	0,0004—0,13;
²³⁸ U	—	0,0002—0,06.

Доза за счет этих радионуклидов при питьевом потреблении воды составляет 0,0004—0,0410 мЗв/год, а ее вклад в дозовую квоту, выделяемую НРБ-99 для питьевой воды (0,1 мЗв/год), составляет 0,4—40%, т. е. вполне

¹ Из НРБ-99: «1.3. Нормы распространяются на следующие виды воздействия ионизирующего излучения на человека:

- в условиях нормальной эксплуатации техногенных источников излучения;
- в результате радиационной аварии;
- от природных источников излучения;
- при медицинском облучении.

Требования по обеспечению радиационной безопасности сформулированы для каждого вида облучения».

значимую величину. По-видимому, логичнее с учетом вариации дозы от естественных радионуклидов в природных водах и в соответствии с принципами и подходами к разграничению регламентации облучения от различных источников, декларируемыми в НРБ-99 и НРБ-96, выделить дозовую квоту на содержание в питьевых водах искусственных и природно-техногенных радионуклидов², исключив из регламентации содержания РВ в питьевой воде естественные радионуклиды, присутствующие в природных водах в естественных условиях и естественно сложившихся концентрациях. Регламентацию содержания естественных РВ в природных водах целесообразно выделить в специальный пункт, аналогичный п. 7.3.6 НРБ-96 (вводя квоту от дозы, выделяемой для питьевой воды, на содержание в ней естественных радионуклидов), или добавить пункт, аналогичный уже имеющемуся в НРБ-99 положению: «Для минеральных и лечебных вод устанавливаются специальные нормативы» (п. 5.3.5), т. е. регламентацию содержания в воде естественных радионуклидов проводить в рамках отдельного нормативного документа.

Далее, в соответствии с НРБ-99 (п. 5.3.5): «Предварительная оценка допустимости использования воды для питьевых целей может быть дана по удельной суммарной альфа(A_{α})- и бета(A_{β})-активности, которая не должна превышать 0,1 и 1,0 Бк/кг соответственно». Аналогичное положение зафиксировано в СанПиН 2.1.4.559-96 [13] «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества» (п. 4.6): «(п. 4.6) Радиационная безопасность питьевой воды определяется ее соответствием нормативам по показателям общей α - и β -активности, представленным в таблице 5».

Таблица 2. Показатели общей альфа- и бета-активности

Показатель	Единица измерения	Норматив	Показатель вредности
Общая α -радиоактивность	Бк/л	0,1	Радиац.
Общая β -радиоактивность	Бк/л	1,0	Радиац.

Примечание. В [13] — табл. 5.

Отметим, что если НРБ-99 трактуют применимость использования нормативов по содержанию альфа- и бета-излучателей в качестве «предварительной оценки», то СанПиН 2.1.4.559-96 трактуют эти же нормативы более строго, в качестве безопасного уровня для питьевой воды.

² НРБ-99 не дают определения природно-техногенных радионуклидов, хотя практическая потребность в этом есть ввиду того, что во многих случаях имеется загрязнение, обусловленное естественными природными радионуклидами, за счет ведения техногенной деятельности (хвостохранилища обоганительных комбинатов, геологоразведочное и горнодобывающее оборудование и др.).

Значения, приведенные в табл. 2, жестче, чем данные для УВ^{вода} из НРБ-99, определяющие верхнюю границу содержания радионуклидов в питьевой воде. Впрочем, мотивация такого положения вполне объяснима — на практике инструментально определяемые значения альфа- и бета-радиоактивности воды сильно варьируются в зависимости от методов пробоподготовки и детектирования излучений. Поэтому столь жесткие значения нормативов априорно дают определенный запас, т. е. при соблюдении этих нормативов достаточно уверенно можно гарантировать радиационную чистоту питьевой воды даже при вариациях ошибок инструментальных методик определения суммарной удельной альфа- и бета-активности.

ОСПОРБ-99 [14] определяют критерий отнесения вод, содержащих РВ к жидким радиоактивным отходам: «...п. 3.12.1. К жидким радиоактивным отходам относятся не подлежащие дальнейшему использованию органические и неорганические жидкости, пульпы и шламы, в которых удельная активность радионуклидов более чем в 10 раз превышает значения уровней вмешательства при поступлении с водой, приведенные в приложении П-2 НРБ-99» и дают классификацию отходов по уровню содержания РВ (п. 3.12.2, табл. 2).

Таблица 3. Классификация жидких и твердых радиоактивных отходов

Категории отходов	Удельная активность, кБк/кг		
	Бета-излучающие радионуклиды	Альфа-излучающие радионуклиды (исключая трансурановые)	Трансурановые радионуклиды
Низкоактивные	Менее 103	Менее 102	Менее 101
Среднеактивные	От 103 до 107	От 102 до 106	От 101 до 105
Высокоактивные	Более 107	Более 106	Более 105

Примечание. В [14] — табл. 2.

Совместное прочтение НРБ-99 и ОСПОРБ-99 позволяют определить нижнюю и верхнюю границы содержания РВ в низкоактивных жидких отходах (в Бк/кг):

$$10 \left[\sum p_i / \text{УВ}_i \right]^{-1} < A_\Sigma = \sum A_i \leq 10^3 \left[\begin{matrix} (p_\beta / \text{ДУА}_\beta) + (p_\alpha / \text{ДУА}_\alpha) \\ + (p_{\text{ТУ}} / \text{ДУА}_{\text{ТУ}}) \end{matrix} \right]^{-1}, \quad (2)$$

где p_i , p_β , p_α , $p_{\text{ТУ}}$ — парциальные вклады соответственно i -го радионуклида, радионуклидов бета-, альфа-излучателей и трансурановых радионуклидов в суммарную удельную активность ($A_\Sigma = \sum A_i$) воды; ДУА_β , ДУА_α , $\text{ДУА}_{\text{ТУ}}$ — соответствующие значения из табл. 3.

Помимо НРБ-99, ОСПОРБ-99, СанПиН 2.1.4.559-96 имеется еще и СанПиН 2.3.2.560-96 «Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов» [15], которым регламенти-

ровано содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в питьевой воде — по 8 Бк/кг(л) для каждого из этих радионуклидов. Эти значения рассчитаны исходя из норматива облучаемости, равного 1 мЗв/год для поступления ^{137}Cs и ^{90}Sr с водой и пищей. В расчетах учтена доля конкретного продукта в суточном рационе. Отметим, что превышение норматива содержания ^{90}Sr в питьевой воде по СанПиН 2.3.2.560-96 по сравнению с НРБ-99 связано с различием в нормативном значении дозы для населения, используемой в этих документах (1 мЗв/год по СанПиН 2.3.2.560-96 и 0,1 мЗв по НРБ-99). При содержании в питьевой воде ^{137}Cs и ^{90}Sr на уровне, определенном СанПиН 2.3.2.560-96 (по 8 Бк/кг), значение величины R^3 , определяемой левой частью соотношения (1), составляет примерно 2,33, что, естественно, больше единицы. Тем самым эффективная доза при питьевом потреблении воды данного качества составляет примерно 0,23 мЗв/год. В связи с этим после выхода НРБ-99 регламенты СанПиН 2.3.2.560-96, по крайней мере в отношении качества питьевой воды, требуют корректировки.

Все рассмотренное относится, вообще говоря, к регламентации содержания РВ в питьевой воде, но не к воде поверхностных или подземных водных объектов.

ОСПОРБ-99 несколько расширяет область применения норматива содержания РВ в питьевой воде:

«5.2.9. При содержании радионуклидов **в воде действующих источников водоснабжения** выше уровней вмешательства (приложение П-2 НРБ-99) следует принять меры по изысканию альтернативных источников. При отсутствии альтернативных источников питьевого водоснабжения органы исполнительной власти субъектов Российской Федерации, органы местного самоуправления, индивидуальные предприниматели и юридические лица обязаны в соответствии с их полномочиями принять меры по ограничению, приостановлению или запрещению использования указанных водных объектов».

«5.2.10. Новые **источники водоснабжения** вводят в эксплуатацию, как правило, при условии, что удельная активность радионуклида в воде не превышает принятых уровней вмешательства (приложение П-2 НРБ-99)», т. е. распространяют нормативы, установленные НРБ-99 для питьевой воды, на требования к качеству воды источников водоснабжения.

В свою очередь, СНиП 2.04.02-84 [16] определяет понятие источника водоснабжения:

³ R — индекс радиоактивного загрязнения воды (ИРЗВ).

«3.2. В качестве источника водоснабжения следует рассматривать водотоки (реки, каналы), водоемы (озера, водохранилища, пруды), моря, подземные воды (водоносные пласты, подрусловые, шахтные и другие воды)...

В качестве источника водоснабжения могут быть использованы наливные водохранилища с подводом к ним воды из естественных поверхностных источников».

Тем самым норматив содержания РВ, установленный НРБ-99 для питьевой воды, распространяется для регламентирования качества воды различных водных объектов, используемых для хозяйственно-питьевого водоснабжения.

Легко видеть, что выполнение условия (1) применительно к содержанию РВ в воде объектов хозяйственно-питьевого водоснабжения является достаточным для обеспечения радиационного качества питьевых вод, так как коэффициент очистки воды для всех без исключения радионуклидов в системах питьевого водоснабжения ($K_{очи}$ — частное от деления удельной активности i -го радионуклида после водоочистных систем на удельную активность i -го радионуклида на водозаборе) не превышает единицы.

Классификацию водных объектов по уровню содержания РВ в воде можно выполнить по аналогии с классификацией вод по интегральным показателям качества при загрязнении вод вредными химическими веществами (ВХВ) [17; 18]. Интегральная оценка качества воды по гидрохимическим показателям производится по индексу загрязненности вод (ИЗВ):

$$\text{ИЗВ} = \frac{1}{n} \sum \frac{PK_i}{\text{ПДК}_i}, \quad (3)$$

где PK_i — реальная (измеренная) концентрация i -го химического ингредиента в воде водного объекта; ПДК_i — значение предельно допустимой концентрации этого ингредиента; суммирование ведется по индексу i от 1 до n , причем n обычно равно шести (в некоторых случаях семи), и в состав этих шести (или семи) ингредиентов в обязательном порядке входят такие показатели, как содержание растворенного кислорода и БПК₅.

Классификация качества вод по ИЗВ приведена в табл. 4 [17].

Таблица 4. Характеристики интегральной оценки качества воды

ИЗВ	Класс качества воды	Оценка качества (характеристика) воды
Не более 0,2	I	Очень чистые
0,2—1,0	II	Чистые
1,0—2,0	III	Умеренно загрязненные
2,0—4,0	IV	Загрязненные
4,0—6,0	V	Грязные
6,0—10,0	VI	Очень грязные
Более 10	VII	Чрезвычайно грязные

Из (3), выделяя для всех РВ одно из слагаемых в правой части и считая, что все слагаемые примерно равны между собой ⁴, можно получить оценку для индекса радиационного загрязнения воды — ИРЗВ (ИРЗВ = $\sum A_i/УВ_i$):

$$\text{ИЗРВ} \approx \text{ИЗВ}. \quad (4)$$

Эта оценка не зависит от значения n — числа показателей, выбираемых для характеристики качества воды.

Из (4) следует, что классификация вод как «чрезвычайно грязных» по ИЗВ соответствует «жидким радиоактивным отходам» (ОСПОРБ-99) по ИРЗВ.

При построении классификации качества вод по содержанию в них радиоактивных веществ целесообразно также учесть современный уровень глобального загрязнения гидросферы, определяемый в основном радионуклидами, поступившими в окружающую среду за счет испытаний ядерного оружия до 1963 г. [19; 20]. Для этих радионуклидов значение ИРЗВ не превосходит 0,002 и в основном определяется уровнем глобального содержания в поверхностных водах ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr.

Тогда, используя все изложенное, классификацию пресных вод поверхностных водных объектов, можно предложить в виде, приведенном в табл. 5.

Таблица 5. Классификация поверхностных вод по содержанию в них радиоактивных веществ

Наименование вод	Значение ИРЗВ	Годовая эффективная доза за счет питьевого потребления воды, $D_{\text{птг}}$
Чистейшие	Менее 0,002	$D_{\text{птг}} < 0,2$ мкЗв
Очень чистые	0,002—0,2	$0,2$ мкЗв $< D_{\text{птг}} \leq 20$ мкЗв
Чистые	0,2—1,0	20 мкЗв $< D_{\text{птг}} \leq 0,1$ мЗв
Умеренно загрязненные	1—2	$0,1$ мЗв $< D_{\text{птг}} \leq 0,2$ мЗв
Загрязненные	2—4	$0,2$ мЗв $< D_{\text{птг}} \leq 0,4$ мЗв
Грязные	4—6	$0,4$ мЗв $< D_{\text{птг}} \leq 0,6$ мЗв
Очень грязные	6—10	$0,4$ мЗв $< D_{\text{птг}} \leq 1,0$ мЗв
Радиоактивные отходы	Более 10	$D_{\text{птг}} > 1$ мЗв

При решении конкретных водоохранных задач наиболее часто приходится сталкиваться с проблемами, связанными с такими радиологически опасными радионуклидами, как ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr (воздействие АЭС в режимах штатной эксплуатации, загрязнение водных объектов зоны отчуждения в результате аварии на Чернобыльской АЭС, водоемы, загрязненные в процессе функционирования ПО «Маяк», включая водоемы Теченского каскада и саму реку Теча, глобальное загрязнение водных объектов). В реальных ситуациях ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr присутствуют в водных объектах в совокупности,

⁴ Условие применимости использования ИЗВ в качестве показателя гидрохимического загрязнения воды.

причем в воде поверхностных водоемов отношение удельных активностей ^{137}Cs к ^{90}Sr колеблется в диапазоне от 1,6—1,4 (для «свежего» загрязнения) до 0,3—0,1 (для длительного хронического загрязнения) [19—23]. Отметим, что для поступлений (сбросов) смеси ^{137}Cs и ^{90}Sr в воду водных объектов в рамках моделей, использующих коэффициенты накопления радионуклидов в донных отложениях по отношению к воде K_{di} , определяемым соотношением

$$K_{di} = a_{di} / a_{vi}, \quad (5)$$

где a_{di} и a_{vi} — удельные активности i -го радионуклида в донных отложениях и в воде соответственно, несложно получить (используя тот факт, что донные отложения являются местом депонирования радионуклидов [24]) формулу, оценочно задающую связь «начального» $s_{\text{нач}}$ и «конечного» $s_{\text{кон}}$ цезий-стронциевого отношения $a_{\text{vCs}}/a_{\text{vSr}}$ в воде водоема:

$$s_{\text{кон}} \approx s_{\text{нач}} (K_{\text{dSr}} / K_{\text{dCs}}). \quad (6)$$

Точная связь $S_{\text{кон}}$ и $S_{\text{нач}}$ определяется выражением

$$s_{\text{кон}} = s_{\text{нач}} \frac{K_{\text{dSr}} + \rho \frac{H}{h}}{K_{\text{dCs}} + \rho \frac{H}{h}}.$$

Выражение (6) достаточно хорошо аппроксимирует фактические данные о цезий-стронциевом отношении для различных вариантов загрязнения водоемов [19—23] при рекомендованных значениях K_{dSr} и K_{dCs} равных соответственно 2000 и 30 000 м³/т [20].

Теперь несложно сопоставить значения ИРЗВ в соответствии с предложенной классификацией по содержанию РВ в поверхностных водах с фактическим содержанием радионуклидов в воде водных объектов, которые в той или иной мере содержат радионуклиды техногенного происхождения:

$$\text{ИРЗВ} = \frac{a_{vi}}{p_i} \sum \frac{p_i}{\text{УВ}_i} = \frac{a_{vi}}{s_i} \sum \frac{s_i}{\text{УВ}_i}, \quad (7)$$

$$a_{vi} = \text{ИРЗВ} p_i \left(\sum \frac{p_i}{\text{УВ}_i} \right)^{-1} = \text{ИРЗВ} s_i \left(\sum \frac{s_i}{\text{УВ}_i} \right)^{-1}, \quad (8)$$

где p_i — парциальный вклад i -го радионуклида в суммарную удельную активность воды; s_i — отношение удельной активности i -го радионуклида

в воде к удельной активности некоторого реперного радионуклида⁵. Оценочные значения для цезий-стронциевой смеси приведены в табл. 6.

Таблица 6. Оценочные значения содержания в воде водоемов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr для вод различного качества, Бк/л

Значение ИРЗВ	Категория качества вод	$S_{Cs/Sr} = 1,5$		$S_{Cs/Sr} = 0,2$	
		a_{yCs}	a_{ySr}	a_{yCs}	a_{ySr}
Менее 0,002	Чистейшие	Менее 9,0E-3	Менее 6,0E-3	Менее 1,8E-3	Менее 9,2E-3
0,2	Очень чистые	9,0E-1	6,0E-1	1,8E-1	9,2E-1
1,0	Чистые	4,5	3,0	9,0E-1	4,6
2,0	Умеренно загрязненные	9,0	6,0	1,8	9,2
4,0	Загрязненные	1,8E+1	1,2E+1	3,6	1,8E+1
6,0	Грязные	2,7E+1	1,8E+1	5,4	2,8E+1
10,0	Очень грязные	4,5E+1	3,0E+1	9,0	4,6E+1
Более 10	Радиоактивные отходы	Более 4,5E+1	Более 3,0E+1	Более 9,0	Более 4,6E+1

Используя данные табл. 6 и фактические данные о содержании ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в поверхностных водах [22—27], можно сделать следующие выводы:

- Пресные воды поверхностных водных объектов на территории Российской Федерации в основном характеризуются как «очень чистые» (ИРЗВ менее 0,2). Это относится к крупнейшим водным артериям ЕТР и АТР (Оке, Волге, Дону, Оби, Енисею, в том числе и в районе водовыпуска горно-химического комбината, Лене и их притокам, включая и малые реки), а также к большинству водоемов и водотоков искусственного и естественного происхождения зон наблюдения АЭС и других предприятий ЯТЦ. Это же относится к водоемам, расположенным в зонах влияния ядерных взрывов, проводившихся в мирных и оборонных целях (Тоцкий полигон, Алтайский край, Республика Коми).
- На отдельных водных объектах — реке Ольховке (Белоярская АЭС), пруде-охладителе Нововоронежской АЭС — воды характеризуются категориями «чистые» и «очень чистые» (ИРЗВ менее 1). К этим же категориям относятся воды объектов, расположенных на территориях наиболее пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Интересно, что воды днепровских водохранилищ (используемых для питьевого водоснабжения более 30 млн жителей Украины), в том числе Киевского, расположенного в непосредственной близости к зоне аварии,

⁵ $P_i = s_i \left(\sum s_i \right)^{-1}$.

даже в 1986 г. относились к категории «чистые», а в последующий период — к категории «очень чистые» [22].

Из всех водотоков открытой гидрографической сети наиболее загрязненной является находящаяся в зоне влияния ПО «Маяк» река Теча, в которую в течение нескольких лет в начальный период работы этого предприятия сбрасывались жидкие радиоактивные отходы. Современное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Течи в створе деревни Муслимово (ближайший к ПО «Маяк» по течению реки населенный пункт) составляет соответственно 6,0—27 Бк/л и 0,03—0,6 Бк/л и определяется не влиянием Теченского каскада водохранилищ (ТКВ), используемого ПО «Маяк» в качестве водохранилищ — приемников производственных жидких сбросов, а смывом радионуклидов с загрязненных пойменных участков паводковыми и дождевыми водами. Вода Течи относится к категориям «умеренно-загрязненные» ($1 < \text{ИРЗВ} < 6$) и практически целиком определяется содержанием в воде ^{90}Sr .

В связи с загрязнением Течи представляется интересным и важным рассмотреть зависимость содержания РВ в воде водного объекта и ИРЗВ для питьевой воды от степени очистки вод в процессе водоподготовки. Задавая связь удельной активности i -го радионуклида в питьевой воде a_i с концентрацией его в воде водного объекта (b_i) в виде

$$a_i = \lambda_i b_i, \quad (9)$$

где λ_i — коэффициент удаления i -го радионуклида из воды водного объекта в процессе ее очистки при водоподготовке для хозяйственно-питьевого снабжения, несложно получить соотношения для определения значения ИРЗВ в воде водного объекта R_v и питьевой воде R_p :

$$R_v = R_p \left(\sum \frac{p_i}{\text{УВ}_i} \right)^{-1} \sum \frac{p_i}{\lambda_i \text{УВ}_i}, \quad (10)$$

где p_i — парциальный вклад i -го радионуклида в суммарную удельную активность питьевой воды, а R_p определяется из соотношения

$$R_p = R_v \left(\sum \frac{g_i}{\text{УВ}_i} \right)^{-1} \sum \frac{\lambda_i g_i}{\text{УВ}_i}, \quad (11)$$

где g_i — парциальный вклад i -го радионуклида в суммарную удельную активность воды водного объекта. Численные значения величин λ_i , для большого перечня радионуклидов, рекомендуемых для решения практических задач, приведены в [21].

Применение формулы (10) для определения R_v (ИРЗВ в воде водоема) при содержании ^{137}Cs и ^{90}Sr на уровне нормативов питьевой воды в соответ-

вие СанПиН 2.3.2.560-96 (по 8 Бк/кг для каждого из радионуклидов) и при значениях λ_i для ^{137}Cs и ^{90}Sr , равных соответственно 0,2 и 0,5, дают оценку $R_v = 6,8$, что соответствует категории вод «очень грязные». При водоподготовке воды из Течи для питьевого снабжения она переходит из категорий «умеренно-загрязненные» — «грязные» в категории «чистые» — «загрязненные». Любопытно, что если формально такую же процедуру применить к достаточно сложному в радиационном отношении объекту — водоему-охладителю Чернобыльской АЭС, то вода водоема, содержащая ^{137}Cs на уровне 5,5—11,0 Бк/л и ^{90}Sr на уровне 9—20 Бк/л [22] и относящаяся к категориям «умеренно-загрязненные» и «грязные», перейдет в категории «чистые» и «умеренно-загрязненные».

Целесообразно и даже необходимо рассмотреть еще один интересный и важный аспект: соответствие опасностей, генерируемых загрязнением питьевых вод, ВХВ и РВ. Инструмент для таких сравнений дает методология оценки риска [28—31].

В соответствие с положениями НРБ-99, определяющими показатели канцерогенного риска ионизирующего излучения (п. 2.8), пожизненный риск при потреблении питьевой воды, содержащей РВ на уровне ИРЗВ = 1, составит $5 \cdot 10^{-4}$. Канцерогенные риски для некоторых ВХВ, присутствующих в воде водоемов питьевого назначения, взятые из [31], приведены в табл. 7.

Таблица 7. Значения канцерогенного пожизненного риска при потреблении воды, содержащей ВХВ на уровне ПДК

Вещество	ПДК, мг/л	Риск	КЭР, мг/л
Акриламид	0,01	1,3E-3	0,004
Бензол	0,5	1,4E-3	0,18
ДДТ	0,1	9,7E-4	0,05
Дихлорофос	1,0	1,2E-2	0,04
Мышьак	0,05	2,5E-3	0,01
Хром VI	0,05	1,7E-2	0,0015

Различие в значениях рисков при содержании различных ВХВ на уровнях ПДК является артефактом. В последней колонке табл. 7 приведены значения концентраций эквивалентного риска (КЭР) для ВХВ, соответствующие радиационному риску равному $5 \cdot 10^{-4}$:

$$\text{КЭР} = 5 \cdot 10^{-4} \text{ ПДК/Риск}. \quad (12)$$

Из последнего соотношения и (1) следует условие, определяющее содержание канцерогенных ВХВ в воде водных объектов питьевого использования, при выполнении которого пожизненный риск возникновения канцерогенных эффектов при потреблении воды, содержащей данные вещества, не будет превышать радиационного риска, формируемого за счет содержания в воде РВ на уровне ИРЗВ:

$$\sum \frac{C_i}{\text{КЭР}_i} \leq 1, \quad (13)$$

где C_i — концентрация i -го ВХВ-канцерогена.

Следует заметить, что методология оценки риска определяет структуру общего подхода к регламентированию содержания в питьевой воде загрязнителей любой природы, выбирая в качестве основы процедуры регламентирования установление нормативов на совокупный риск от потребления воды, содержащей вещества-загрязнители.

Выводы, примеры и замечания, содержащиеся в данной работе, демонстрируют, что в области регламентирования радиационного качества воды водных объектов хозяйственно-питьевого использования имеется ряд проблем: гармонизация отдельных положений нормативных документов в области охраны вод; обоснование и установление квот от предела дозы для населения⁶, выделяемых для питьевой воды; раздельное регламентирование содержания РВ искусственного и природного происхождения; построение совместной классификации качества вод при содержании в них РВ и ВХВ в рамках методологии рисков; регламентирование аварийных загрязнений водных объектов и др.

В заключение необходимо отметить: предложенная классификация качества пресных вод поверхностных водных объектов по содержанию в них РВ основана на действующей нормативно-правовой базе в области радиационной безопасности и санитарной охраны водных объектов и на во многом аналогичной классификации качества вод по содержанию ВХВ в воде водных объектов, используемых для хозяйственно-питьевого водопользования; вопрос обеспечения радиационной безопасности при комплексном хозяйственном использовании водных объектов выходит за рамки этой работы и требует специального рассмотрения.

Литература

1. Федеральный закон «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения» от 30 марта 1999 г. № 52-ФЗ.
2. Федеральный закон «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ.
3. Водный кодекс Российской Федерации от 16 ноября 1995 г. № 67-ФЗ (с изменениями от 30 декабря 2001 г.).

⁶ Решение этого вопроса во многом позволит сделать предлагаемую классификацию качества вод более «чувствительной».

4. Методические указания по разработке нормативов предельно допустимых вредных воздействий на поверхностные водные объекты (утверждены Министерством природных ресурсов Российской Федерации, Госкомэкологии Российской Федерации 26 февраля 1999 г.).
5. Методические указания по разработке нормативов предельно допустимых сбросов вредных веществ в поверхностные водные объекты (утверждены Министерством природных ресурсов Российской Федерации от 17 декабря 1998 г.).
6. Правила охраны поверхностных вод (утверждены Госкомприроды СССР 21 февраля 1991 г.).
7. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения СанПиН 4630-88.
8. Методические указания МУ 2.1.5.720-98 «Обоснование гигиенических нормативов химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования» (утверждены главным государственным санитарным врачом Российской Федерации 15 октября 1998 г.).
9. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Санитарные правила и нормы СанПиН 2.1.4.559-96.
10. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. 2.6.1. Ионизирующее излучение. Радиационная безопасность. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99.
11. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. 2.6.1. Ионизирующее излучение. Радиационная безопасность. Нормы радиационной безопасности (НРБ-96). Гигиенические нормативы ГН 2.6.1.054-96.
12. Ядерная энциклопедия / Благотворит. фонд Ярошинской. — М., 1996. — С. 292.
13. Санитарное законодательство. 2.1.4. Питьевая вода и водоснабжение населенных мест. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Санитарные правила и нормы СанПиН 2.1.4.559-96.
14. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. 2.6.1. Ионизирующее излучение. Радиационная безопасность. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). СП 2.6.1.799-99.
15. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.3.2.560-96 «Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов».
16. Строительные нормы и правила. СНиП 2.04.02-84. Водоснабжение. Наружные сети и сооружения.

17. Гусева Т. В., Молчанова Я. П., Заика Е. А. и др. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: Справочные материалы. — М., 2000 (<http://www.ecoline.ru/mc/refbooks/hydrochem/index.html>).
18. Комплексные оценки качества поверхностных вод / Под ред. А. М. Никанорова. — Л.: Гидрометеиздат, 1984. — 139 с.
19. Казаков С. В. Управление радиационным состоянием водоемов-охладителей АЭС. — Киев: Техника, 1995. — 190 с.
20. Источники и эффекты ионизирующего излучения: Отчет НКДАР ООН — 2000. — Т. 1 / United Nations. — New York, 1982. — С. 124.
21. Источники и эффекты ионизирующего излучения: Отчет НКДАР ООН — 2000. — Т.1: Источники (часть 1) / Пер. с англ; Под ред. акад. РАМН Л. А. Ильина и проф. С. П. Ярмоненко. — М.: РАДЭЖОН, 2002. — С. 77.
22. Чернобыльская катастрофа. — Киев: Наук. думка, 1995. — 559 с.
23. Декларация безопасности Теченского каскада водоемов В-3, 4, 10, 11 (ТКВ). ПО «Маяк», инв. № 5585 от 1 июня 1998 г. — Озерск, 1998. — 83 с.
24. Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды Российской Федерации в 2000 году» / МПР РФ. — М.: Гос. центр эколог. программ, 2001. — 336 с.
25. Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды Российской Федерации в 1999 году» / Госкомэкологии России. — М.: Гос. центр эколог. программ, 2000. — 394 с.
26. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1999 г.: Ежегодник. — СПб.: Гидрометеиздат, 2001. — 201 с.
27. Обзор загрязнения окружающей природной среды в Российской Федерации за 1998 г. / Росгидромет. — М., 1990. — 636 с.
28. Постановление «Об использовании методологии оценки риска для управления качеством окружающей среды и здоровья населения в Российской Федерации» главного государственного санитарного врача Российской Федерации № 25 от 10 ноября 1997 г., главного государственного инспектора Российской Федерации по охране природы № 03-19/24-3483 от 10 ноября 1997 г.
29. Киселев А. В., Фридман К. Б. Оценка риска здоровью / Междунар. ин-т. оценки риска здоровью. — СПб., 1997.
30. Большой Л. А., Арутюнян Р. В., Линге И. И. и др. Ядерные технологии и экологические проблемы России в XXI веке // <http://www.ibrae.ac.ru/russian/eco.html>.
31. Новиков С. М., Румянцев Г. И., Жолдакова З. И. и др. Проблемы оценки канцерогенного риска воздействия химических загрязнений окружающей среды // Гигиена и санитария. — 1998. — № 1. — С. 29—33.

Оценка радиологического состояния водных объектов

С. В. Казаков

1. Регламентирование радиационного состояния водоемов

Документы в области нормирования радиационного фактора по-разному подходят к оценке радиационного состояния водных объектов.

Наиболее употребительной является оценка по радиационному качеству воды при хозяйственно-питьевом использовании водного объекта. В табл. 1 приведены действующие в разных странах стандарты и рекомендации по радиационному качеству питьевых вод [1—9].

Таблица 1. Радиологические показатели качества питьевой воды

Показатель	Единица измерения	ВОЗ	USEPA	ЕС	Сан-ПиН (Россия)	ДсанПіН (Украина)	НРБ-99	НРБУ-97
Общая альфа-радиоактивность	Бк/л	0,1 * ¹	0,555* ²	—	0,1 * ⁷	0,1 * ⁸	0,1 * ⁹	—
Общая бета-радиоактивность	Бк/л	1,0 * ¹	—	—	1,0 * ⁷	1,0 * ⁸	1,0 * ⁹	—
²²⁶ Ra	Бк/л	—	—	—	—	—	0,5 * ¹⁰	1,0 * ¹³
²²⁸ Ra	Бк/л	—	—	—	—	—	0,2 * ¹⁰	1,0 * ¹³
Суммарно ²²⁶ Ra + ²²⁸ Ra	Бк/л	—	0,185 * ²	—	—	—	—	—
Эффективная доза	мЗв/год	—	0,04 * ³	0,1 * ⁴	—	—	0,1	1,0 * ¹¹
Тритий	Бк/л	—	—	100 * ⁵	—	—	7700 * ¹² 3300 * ¹²	30000 * ¹⁴
Уран	Бк/л	—	30 * ⁶	—	—	—	—	1,0 * ¹³ * ¹⁵

*¹ При превышении этих значений проводится подробный поэлементный радиохимический анализ.

*² В пересчете из pCi/l (пико-Кюри на литр) в Бк/л (Беккерель на литр). По нормам США предельный показатель для общей альфа-радиоактивности составляет 15 pCi/L, а для ²²⁶Ra и ²²⁸Ra суммарно — 5 pCi/L.

*³ В пересчете из mRem/year. В нормах USEPA имеется в виду не общая доза, а только суммарно от источников бета-частиц и фотонов. Отнесена в эту графу в

силу своей физической сути (т. е. доза, а не радиоактивность), что ясно из единицы измерения

*⁴ Индикаторный параметр согласно Директиве ЕС «по качеству питьевой воды»: 98/93/ЕС от 1998 г. Не включает тритий, ⁴⁰К, радон и продукты распада радона.

*⁵ Индикаторный параметр согласно Директиве ЕС «по качеству питьевой воды»: 98/93/ЕС от 1998г.

*⁶ Этот норматив USEPA вступил в силу с 8 декабря 2003 г. согласно последним изменениям к национальному стандарту качества воды США в части радионуклидов (в мкг/л, исходя из химической токсичности урана).

*⁷ Идентификация присутствующих в воде радионуклидов и измерение их индивидуальных концентраций проводится при превышении нормативов общей активности. Оценка обнаруженных концентраций проводится в соответствии с ГН 2.6.1.054-96 (НРБ-96).

*⁸ У разі перевищення цих рівнів слід провести вивчення радіонуклідного складу досліджуваних проб води щодо його відповідності нормам радіаційної безпеки. Для особливих регіонів нормативи радіаційної безпеки питної води погоджуються Головним державним санітарним лікарем України.

*⁹ Для предварительной оценки допустимости использования воды для питьевых целей.

*¹⁰ Значения уровня вмешательства (УВ), рассчитанные для монофакторного облучения критической группы «взрослые» за счет потребления только одного радионуклида с питьевой водой исходя из регламента дозовой квоты на питьевое водопотребление, равной 0,1 мЗв/год.

*¹¹ Для монофакторного облучения критической группы населения за счет потребления только одного радионуклида с питьевой водой исходя из регламента дозы техногенного облучения.

*¹² УВ для органических и неорганических соединений трития соответственно.

*¹³ Значения уровней действий для природных радионуклидов в питьевой воде.

*¹⁴ Для монофакторного облучения критической группы населения за счет потребления только одного радионуклида (трития) с питьевой водой исходя из регламента дозы техногенного облучения, равного 1 мЗв/год.

*¹⁵ Суммарная активность природной смеси изотопов урана (Бк/л).

Примечание. В НРБ-99 приводятся значения УВ для каждого из девяти изотопов урана ^{230—238}U (Бк/л).

Содержание радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в питьевой воде при их поступлении вместе с продуктами питания нормируется специальными документами [10; 11] (табл. 2). Приведенные значения допустимого содержания ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в питьевой воде рассчитаны на основе регламента облучаемости, равного 1 мЗв/год, за счет поступления этих радионуклидов с продуктами питания. Необходимо отметить, что в соответствии с НРБ-99 допустимое содержание ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в питьевой воде УВ^{вода} составляет 11 Бк/кг и 5,0 Бк/кг соответственно. Это различие между СанПиН 2.3.2.560-96 и

НРБ-99 вполне объяснимо, так как УВ^{вода} рассчитываются для условий поступления радионуклидов вместе с питьевой водой при ее потреблении в объеме 2 кг ежедневно, исходя из дозовой квоты, равной 0,1 мЗв/год, выделяемой для регламентирования облучения за счет потребления питьевой воды.

Таблица 2. Допустимое содержание в питьевой воде ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr при поступлении этих радионуклидов с продуктами питания, Бк/л

Нуклид	СанПин 2.3.2.560-96 (Россия)	ДР-97 (Украина)
¹³⁷ Cs	8	2
⁹⁰ Sr	8	2

Украинские НРБУ-97 устанавливают квоты предела дозы облучения лиц категории В (население) для радиационно-ядерных объектов (табл. 3). Квоты НРБУ-97 установлены для критических видов водопользования, но виды водопользования в них не оговорены, поэтому, вводя ограничения на водопользование, можно существенно изменять значения сбросов РВ в водный объект. По-видимому, использовать ограничения в водопользовании, чтобы уложиться в регламентированную квоту, было бы неправильно, и допускать такого не следует, поэтому в нормах необходимо оговорить, что квотирование за счет водопользования относится к неограниченному комплексному использованию водного объекта или к наиболее консервативному варианту его использования.

Таблица 3. Квоты предела дозы за счет критического вида водопользования

Радиационно-ядерный объект	Квота предела дозы	
	%	мкЗв
АЭС, АТЭЦ, АСТ и другие предприятия, использующие ядерные реакторы. Предприятия по переработке радиоактивных отходов (РАО)	1	10
ПЗРО *	1	10
Урановые шахты, гидрометаллургические заводы по переработке урановых руд	5	50
Заводы радиохимических технологий	5	50
Другие источники. Референтный радиационно-ядерный объект	1	10

* Указанные квоты установлены для действующих ПЗРО. Для вновь проектируемых ПЗРО требования к эффективности защитных барьеров устанавливаются специальными регламентирующими документами.

Примечание. АТЭЦ — атомная теплоэлектроцентраль; АСТ — атомная станция теплоснабжения; ПЗРО — пункт захоронения радиоактивных отходов.

В России дозовая квота на жидкие сбросы определена только для АЭС — «10 мкЗв на жидкие сбросы (воздействие при всех видах водопользования: рыболовство, рыборазведение, орошение, питьевое водоснабжение)» [12, п. 3.7].

Отметим, что в неявном виде при регламентировании радиационного воздействия на водные объекты используется еще одно условие — ни один из компонентов водного объекта в процессе всего «жизненного цикла» радиационного объекта не должен относиться к категории твердых радиоактивных отходов (ТРО). Категорирование ТРО определяется специальными документами [13; 14], но важно, чтобы содержание радиоактивных веществ (РВ) в наиболее «критическом» компоненте водной экосистемы не превысило нижней границы, при котором этот компонент следует классифицировать как ТРО. Обычно, таким компонентом могут являться донные отложения. Как правило, почему-то этим условием пренебрегают, считая его не столь жестким, как условия ограничения дозы. Хотя, если, например, принять удельную активность воды по ^{137}Cs равной УВ — 11 Бк/кг, а коэффициент накопления равным 30 000 согласно рекомендациям Научного комитета по действию атомной радиации (НКДАР) ООН [15], то для удельной активности донных отложений будем иметь оценку $3,3 \cdot 10^5$ Бк/кг. Это выше, чем нижняя граница содержания бета-излучателей в составе твердой фракции (100 кБк/кг), классифицируемых как низкоактивные твердые отходы [13].

Установление регламента на дозу облучения критических групп населения для радиационных объектов за счет водопользования в принципе регламентирует уже не только радиационное качество воды водных объектов, используемых для хозяйственно-питьевого водоснабжения, но и требует нормирования содержания радионуклидов в отдельных компонентах этих водных объектов, а это вносит определенный элемент экологического нормирования. Однако в основе этого регламентирования содержания РВ в компонентах экосистемы водного объекта, подверженного реальному или потенциальному влиянию со стороны техногенного источника РВ, лежит гигиенический принцип нормирования, связанный с ограничением дозы облучения человека, использующего данный водный объект в практической деятельности.

2. Принципы регламентации радиационного воздействия на водные объекты

Из закона Российской Федерации «Об охране окружающей среды» от 10 февраля 2002 г. № 7-ФЗ:

«Статья 21. Нормативы качества окружающей среды»

1. Нормативы качества окружающей среды устанавливаются для оценки состояния окружающей среды в целях сохранения естественных экологических систем, генетического фонда растений, животных и других организмов.

2. К нормативам качества окружающей среды относятся:

нормативы, установленные в соответствии с химическими показателями состояния окружающей среды, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций химических веществ, *включая радиоактивные вещества*;

нормативы, установленные в соответствии с физическими показателями состояния окружающей среды, в том числе с *показателями уровней радиоактивности и тепла...*

Статья 22. Нормативы допустимого воздействия на окружающую среду

1. В целях предотвращения негативного воздействия на окружающую среду хозяйственной и иной деятельности для юридических и физических лиц — природопользователей устанавливаются следующие нормативы допустимого воздействия на окружающую среду:

нормативы допустимых физических воздействий (количество тепла, уровни шума, вибрации, *ионизирующего излучения*, напряженности электромагнитных полей и иных физических воздействий)...».

Тем самым на законодательном уровне оформлено требование об установлении для экосистем (в нашем случае это водные экосистемы) нормативов на допустимое содержание РВ в компонентах водных объектов и регламентировании радиационного воздействия на эти компоненты. Однако в законе, естественно, не прописаны и не сформулированы те принципы, используя которые, следует определять критерии содержания РВ в компонентах водных экосистем и воздействия на них.

По большому счету таких принципов два: антропоцентрический и экологический. Антропоцентрический подход к регламентации радиационного воздействия на биотические компоненты экосистем во всей полноте сформулирован Международной комиссией по радиационной защите (МКРЗ) [16; 17]: «...комиссия полагает, что стандарты контроля окружающей среды, необходимые для обеспечения защиты человека в такой степени, в которой это в настоящее время считается желательным, обеспечат защиту других видов живых организмов. В некоторых случаях отдельным представителям других видов живых организмов (не человека) может быть нанесен урон, однако он будет не в такой степени, чтобы представлять угрозу какому-либо виду организмов в целом или привести к нарушению баланса между разными видами живых организмов» (цит. по [18]). Этот принцип, часто именуемый принципом гигиенического нормирования

воздействия ионизирующего излучения, положен в основу всех нынешних радиационно-гигиенических регламентов и нормативов. Его научный фундамент основан на нескольких базовых положениях:

- человек является наиболее радиочувствительным звеном в биосфере;
- регламентами допустимого облучения человека предусматриваются достаточно большие коэффициенты запаса по сравнению с дозами, вызывающими обнаружимые эффекты в отклонениях показателей здоровья, и тем более по сравнению с летальными дозами;
- охрана здоровья человека относится к высшим приоритетам его деятельности.

Несмотря на общепризнанный авторитет МКРЗ, этот принцип — примат санитарно-гигиенического регламентирования над экологическим — начиная с момента его опубликования подвергался достаточно острой критике, которая значительно усилилась в последние 10—15 лет. В качестве доказательства несостоятельности (или некорректности) гигиенического нормирования (или только одного гигиенического нормирования) оппоненты используют достаточно веские аргументы:

- весьма часто в окружающей среде реализуются ситуации, когда человек как объект воздействия ионизирующего излучения отсутствует и сформированное вследствие его деятельности техногенное загрязнение действует только на природные объекты (например, захоронение радиоактивных отходов в глубинные слои мирового океана, сооружение хранилищ РАО в местах с максимальной изоляцией от контакта с человеком, зоны радиационных аварий, из которых население эвакуировано, а радиоактивное загрязнение продолжает действовать на объекты окружающей природной среды);
- человек, имеет возможность целенаправленно защищаться от воздействия ионизирующей радиации (временем пребывания в поле ионизирующего излучения, расстоянием до источника излучения, ограничением количества радиоактивных веществ в сфере жизнедеятельности, применением средств индивидуальной и коллективной защиты), в то время как природные живые объекты обычно лишены такой возможности;
- в ряде ситуаций человек может облучаться в дозах, которые ниже регламентных, установленных исходя из принципа гигиенического нормирования, но облучение представителей некоторых экосистем будет находиться на уровне, опасном для ряда видовых сообществ экосистемы, и может разрушить целостность всей экосистемы (можно ожидать, что данная ситуация наиболее наглядно реализуется и серьезна для случаев техногенного воздействия на водные экосистемы, так как в воде человек, вообще говоря, не живет, и опосредованное воздействие на человека за счет ограничения водопользования сравнительно несложно

уложить в диапазон гигиенических норм, но для компонентов водных экосистем радиационные воздействия будут весьма существенными);

- этически сомнителен постулат, согласно которому все величие и разнообразие живой и неживой природы рассматривается лишь как объект удовлетворения потребностей одного биологического вида — человека [19].

В связи с приведенными аргументами о неполноте антропоцентрического подхода к нормированию воздействия ионизирующей радиации, во многом подкрепленными современными научными и философскими взглядами на роль и место человеческого сообщества в эволюционных глобальных биосферных процессах, логично возникает необходимость применения более общего — экологического принципа радиационной защиты. В соответствии с ним в систему нормирования включаются компоненты живой (и, вообще говоря, неживой) природы — биоцентрический подход или экосистемы в целом — экоцентрический подход. Следует отметить, что даже при выборе и использовании для нормирования экологического принципа элемент антропоцентризма (или, правильнее, субъективизма) все равно сохраняется, так как человек в конечном счете выбирает (правильно или неправильно был сделан такой выбор, определяется оценкой его последствий), какой принцип использовать в своей практической деятельности, и оформляет свой выбор в виде акта законодательной силы, а согласно известному определению Ф. Энгельса, закон есть форма общественного согласия. Кроме того, экологический принцип регламентирования радиационного воздействия является отнюдь не противопоставлением принципу санитарно-гигиенического нормирования, а его обобщением, что характерно для развития любых научных воззрений. В экологическом подходе к нормированию человек рассматривается как один из элементов экосистемы, и вполне возможно (хотя и не обязательно), что он является критическим элементом, для которого реализуются наиболее жесткие (наименьшие) значения критериев радиационного воздействия. Надо оговорить, что как элемент экосистемы человек — специфический и особенный объект нормирования радиационного воздействия, и в этом (т. е. в том, насколько он специфичен как объект регламентирования воздействия ионизирующей радиации по сравнению с другими объектами экологического нормирования) опять-таки проявляются антропоцентризм и субъективизм, заложенные в неявном виде в экологический подход к нормированию радиационного фактора. При использовании экологического принципа нормирования варианты его применения (на уровне видов, сообществ, отдельных особей) остаются объектами субъективного выбора человека.

Применение экологического принципа для нормирования радиационного воздействия имеет большую историю, заложенную трудами В. И. Вернад-

ского и Н. В. Тимофеева-Ресовского. В определенном смысле санитарно-гигиенический принцип нормирования является следствием и обобщением исследований в области воздействия ионизирующего излучения на живые организмы. Непосредственно в области экологического нормирования важные результаты получены Г. Г. Поликарповым [20—23], который предложил общую концептуальную модель действия долгосрочного (хронического) облучения ионизирующей радиацией во всем диапазоне существующих и возможных мощностей доз на все уровни организации живой природы (организмы, популяции, сообщества, экосистемы, биосферу), основанную на учете изменений в наиболее радиочувствительных структурах и функциях живых организмов и надорганизменных систем. Она включает в себя «зоны мощностей доз ионизирующих излучений» в окружающей среде и наблюдаемую чувствительность к ним на организменном и экосистемном уровнях:

- (а) зону неопределенности (ниже наименьшего уровня естественного фона ионизирующих излучений);
- (b) зону радиационного благополучия (диапазон уровней естественного фона ионизирующей радиации);
- (с) зону физиологической маскировки (0,005—0,1 Гр/год или Зв/год);
- (d) зону экологической маскировки (0,1—0,4 Гр/год или Зв/год);
- (е) зону поражения сообществ и экосистем ($>> 0,4$ Гр/год или Зв/год);
- (f) радиационный порог гибели биосферы ($>> 1$ МГр/год или МЗв/год).

В 1979 г. в [24] было введено понятие «радиоэкологическая емкость окружающей среды» — одно из центральных в экологическом нормировании: «Радиоэкологическая емкость окружающей среды — предельно допустимое содержание радионуклидов в критическом компоненте экосистемы, при котором еще не нарушается экологическая гармония функционирования этой экосистемы (для заповедников, заказников), или в экосистеме не происходит изменений, нежелательных по экономическим или иным соображениям. Для реализации этого предложения необходимо получить конкретную информацию, количественно характеризующую радиоэкологическую емкость основных типов природных ландшафтов, водоемов и т. п., что только и может поставить проблему экологического нормирования на научную основу». Авторы подчеркивают, что важной стороной нормирования является четкое определение целей и необходимой степени защиты тех или иных объектов живой природы в конкретной ситуации, т. е. определение основы регламентации по принципу «вред — польза». В таком ракурсе экологическое нормирование сводится к конструированию качества окружающей среды в соответствии с некоторыми субъективно определяемыми критериями. Антропоцентризм в этом определении заключается не в том, что для целей нормирования используется

не санитарно-гигиенический подход, а экосистемная концепция регламентирования, а в том, что только человек определяет такие категории, как «вред — польза», желательность или нежелательность изменений в состоянии экосистемы. И в этом заключен очень важный вывод: все равно человеку выбирать и отвечать за результаты своего выбора независимо от того, какой принцип будет положен в основу процедуры нормирования.

Другой вариант трактовки понятия «радиоэкологическая емкость окружающей среды» основан на существовании некоторого определенного и объективного показателя (группы показателей) «хорошей экологии», т. е. в основу экологического нормирования закладывается один принцип — экологический потенциал или биопотенциал территории не должен быть исчерпан. Природопользование должно быть ориентировано на сохранение естественного потенциала самовосстановления в эксплуатируемых природных системах. Несмотря на кажущееся существенное отличие этого варианта трактовки понятия «радиоэкологической емкости» от приведенного выше определения, по сути оно является частным случаем общего и широкого определения, данного патриархами отечественной радиационной безопасности.

В конечном счете, базируясь на тех или иных концептуальных положениях, практически все исследователи, содержательно занимающиеся вопросами экологического нормирования, понимают под радиоэкологической емкостью одно и то же — предельно допустимое содержание радионуклидов в компонентах экосистем. Исследователи водных экосистем [25—29] быстрее и ближе других радиоэкологов подошли к практическому решению проблемы идентификации радиоэкологической емкости и отождествляют ее с ассимиляционной емкостью и способностью экосистем к самоочищению, однако в последние несколько лет, особенно в связи с радиоэкологическими исследованиями на территориях, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС, получены существенные и важные результаты в области влияния радиации на компоненты наземных экосистем и на экосистемы в целом, а также в сфере использования для решения ряда практических задач лесной радиобиоценологии и сельхозрадиологии понятия радиоэкологической емкости [30—32].

3. Гигиеническая оценка радиационного состояния водных объектов

Рассмотрим, насколько нормативы в области содержания радионуклидов в питьевой воде обеспечивают состояние радиационной безопасности водных объектов при их комплексном хозяйственном использовании. В качестве критической цепочки формирования дозы для населения НКДАР ООН

[15; 33] рекомендует цепочку поступления радионуклидов в организм человека за счет потребления рыбы. Потребление рыбы и морепродуктов составляет в среднем 8 кг/год на человека, варьируясь от 4—6 кг/год для стран Ближнего Востока и Африки до 10—14 кг/год на Дальнем Востоке и в Европе [34]. Годовое потребление рыбы M_p в соответствии с МУК 2.6.1.717-98 [35] равно 35 г/сут (12,8 кг/год), что неплохо согласуется с данными, представленными в [34]. Будем использовать это значение при оценках дозы, формируемой по рыбной цепочке.

Принципиальным является выбор значений коэффициентов накопления радионуклидов в рыбе по отношению к их содержанию в воде водных объектов, вследствие значительной вариабельности значений коэффициентов накопления [11; 15; 27; 33; 36—39]. Согласно логике документа [11] значения коэффициента накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr для рыбы составляют соответственно 16,25 и 12,5. Это небольшие значения. В реальности они на один-два порядка больше. При проведении оценочных расчетов необходимо выбирать значения коэффициентов накопления, обеспечивающие наиболее консервативные значения содержания радионуклидов в потребляемой в пищу рыбе (а следовательно, и дозы) из возможного диапазона значений этих коэффициентов. В связи с этим целесообразно выбирать значения коэффициентов накопления в соответствии с рекомендациями [15; 33], обеспечивающими весьма высокий уровень консервативности (табл. 4). Значения радиологических показателей для водоемов рыбохозяйственного использования при таких значениях коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr приведены в табл. 5. Оценки дозы, приведенные в табл. 5, относятся к критической группе населения «Взрослые».

Таблица 4. Некоторые параметры поведения радионуклидов в водных средах

Радионуклид	Период полураспада	Коэффициент удаления при очистке питьевой воды	Коэффициент концентрирования для рыбы (Бк·кг ⁻¹ рыбы на Бк·л ⁻¹ воды)		Коэффициент концентрирования для донных отложений (Бк·кг ⁻¹ донных отложений на Бк·л ⁻¹ воды)	
			Пресная вода	Соленая вода	Пресная вода	Соленая вода
^3H	12,26 лет	1,0	1	1		
^{14}C	5730 лет	1,0	50 000	20 000		
^{24}Na	14,36 ч	0,5	20	0,1		
^{35}S	87,5 сут	0,5	800	2		
^{45}Ca	162,2 сут	0,5	20	2		
^{51}Cr	27,7 сут	0,5	200	200		
^{54}Mn	312,1 сут	0,5	400	400	10 000	10 000
^{55}Fe	2,73 лет	0,5	200	3000		
^{57}Co	271,8 сут	0,5	300	1000	30 000	10 000
^{58}Co	70,8 сут	0,5	300	1000	30 000	10 000

Табл. 4 (окончание)

⁵⁹ Fe	44,5 сут	0,5	200	3000		
⁶⁰ Co	5,271 лет	0,5	300	1000		
⁶⁵ Zn	244,3 сут	0,5	1000	1000	1000	10 000
⁸⁹ Sr	50,5 сут	0,5	60	2	2000	500
⁹⁰ Sr	28,78 лет	0,5	60	2	2000	500
⁹⁵ Zr	64,02 сут	0,5	300	20		
⁹⁵ Nb	34,98 сут	0,5	300	30		
⁹⁷ Zr	16,9 ч	0,5	300	20		
⁹⁹ Mo	2,75 сут	0,5	10	2		
¹⁰³ Ru	39,26 сут	0,5	10	2		
¹⁰⁶ Ru	373,6 сут	0,5	10	2	40 000	10 000
^{110m} Ag	249,8 сут	0,5	5	500	200	10 000
¹¹³ Sn	115,1 сут	0,5	3000	50 000		
¹²² Sb	2,73 сут	0,5	100	400		
¹²⁴ Sb	60,2 сут	0,5	100	400		
¹²⁵ Sb	2,76 лет	0,5	100	400	300	10 000
¹²⁹ I	1,6·10 ⁷ лет	0,8	40	10		
¹³¹ I	8,02 сут	0,8	40	10	200	100
¹³² Te	3,2 сут	0,5	400	1000		
¹³³ I	20,8 ч	0,8	40	10		
¹³⁵ I	6,57 ч	0,8	40	10		
¹³⁴ Cs	2,06 лет	0,2	2000	100	30 000	500
¹³⁶ Cs	13,16 сут	0,2	2000	100		
¹³⁷ Cs	30,07 лет	0,2	2000	100	30 000	500
¹⁴⁰ Ba	12,75 сут	0,5	4	10		
¹⁴¹ Ce	32,5 сут	0,1	30	50		
¹⁴³ Ce	1,38 сут	0,1	30	50		
¹⁴⁴ Ce	284,9 сут	0,1	30	50	30 000	10 000
¹⁴⁷ Pm	2,623 лет	0,1	30	500		
²³⁹ Pu	24 110 лет	0,1	30	40		

Таблица 5. Радиологические показатели водоемов
рыбохозяйственного использования

Радионуклид	УВ ^{вода} , Бк/кг	Доза за счет питьевой воды, мЗв/год	Содержание в рыбе, кБк/кг	Доза за счет потребления рыбы, мкЗв/год	Суммарная доза, мЗв/год
¹³⁷ Cs	11	0,1	22,0	3,5	3,8
⁹⁰ Sr	5	0,1	0,3	0,1	

При таких уровнях содержания ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в воде водного объекта и таких условиях формирования дозы для населения доза за счет комплексного водопользования (для целей питьевого водоснабжения и рыбохозяйственного использования) существенно превышает дозовые квоты, отводи-

мые на поступление жидких сбросов в водные объекты от радиационно-опасных предприятий ядерного топливного цикла.

Несложно определить допустимые значения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водного объекта ds^{Cs} и ds^{Sr} , регламентируемые на основе дозовой квоты выделяемой для данного водного объекта ДК^{ВО} при формировании дозы для населения только за счет потребления рыбы:

$$ds^{\text{Sr}} = \frac{(\text{ДК}^{\text{ВО}} M_{\text{B}}) / (\text{ДК}^{\text{ПБ}} M_{\text{P}})}{K^{\text{Sr}} / \text{УВ}^{\text{Sr}} + (sK^{\text{Cs}}) / \text{УВ}^{\text{Cs}}}, \quad (1)$$

$$ds^{\text{Cs}} = s ds^{\text{Sr}}, \quad (2)$$

где M_{B} и M_{P} — годовое потребление питьевой воды (730 кг/год) и рыбы (12,8 кг/год); K^{Sr} и K^{Cs} — коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в рыбе (60 и 2000 по табл. 4); ДК^{ПБ} — дозовая квота, выделяемая на питьевое водопользование (0,1 мЗв/год по НРБ-99); УВ^{Sr} — уровень вмешательства по НРБ-99 для содержания в питьевой воде ^{90}Sr (5 Бк/кг); s — отношение удельной активности ^{137}Cs к удельной активности ^{90}Sr в воде водного объекта (равное 2,2 в случае, если это отношение равно отношению УВ для этих радионуклидов).

Соотношения (1) и (2) являются следствиями критериальных условий:

$$\text{УВ}^{\text{Sr}} M_{\text{B}} k^{\text{Sr}} = \text{ДК}^{\text{ПБ}}, \quad (3)$$

$$\text{УВ}^{\text{Cs}} M_{\text{B}} k^{\text{Cs}} = \text{ДК}^{\text{ПБ}}, \quad (4)$$

$$M_{\text{P}} (K^{\text{Sr}} ds^{\text{Sr}} k^{\text{Sr}} + K^{\text{Cs}} ds^{\text{Cs}} k^{\text{Cs}}) = \text{ДК}^{\text{ВО}}, \quad (5)$$

где k^{Sr} и k^{Cs} — коэффициенты пропорциональности, связывающие годовое поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs с эффективной эквивалентной дозой, мЗв/Бк.

Подставляя в (1) и (2) численные значения параметров и взяв в качестве значения ДК^{ВО} значение 10 мкЗв/год (для АЭС по СП АС-99), получим, что для обеспечения данной дозовой квоты содержание в воде ^{90}Sr и ^{137}Cs не должно превышать 13,8 и 30,4 мБк/кг соответственно. Отметим, что эти значения соответствуют (немного превышая, но в интервале вариации значений) современному уровню содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностных пресных водах, обусловленным глобальным загрязнением биосферы за счет испытаний ядерного оружия [40]. По данным Минприроды России, содержание ^{90}Sr в водах рек России составляет 6—7 мБк/л, а содержание ^{137}Cs находится на уровне 1—20 мБк/л для различных водотоков включая

и реки, водосборы которых затронуты аварией на Чернобыльской АЭС. Глобальный фон содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в водоемах и водотоках Северного полушария до аварии на Чернобыльской АЭС находился на уровне 10^{-13} Ки/л (примерно 10 мБк/кг) [41; 42].

Формула расчета допустимой концентрации i -го радионуклида в воде водного объекта при формировании поступления этого радионуклида в организм человека по j -й пищевой цепочке ds_{ij} , являющаяся обобщением (2), имеет вид

$$ds_{ij} = \frac{\text{ДК}^{\text{BO}} M_B \eta_i}{\text{ДК}^{\text{ПВ}} M_j \sum_i \frac{K_{ij} \eta_i}{УВ_i}}, \quad (6)$$

где η_i — доля содержания (по удельной активности) i -го радионуклида в воде водного объекта; $УВ_i$ — уровень вмешательства для i -го радионуклида по НРБ-99; M_j — годовое потребление продукта по j -й пищевой цепочке, кг/год; K_{ij} — коэффициент накопления (перехода) в продукте M_j i -го радионуклида по отношению к воде. Теперь, в соответствии с требования нормативных документов⁷, формула расчета допустимого содержания радионуклидов в воде водного объекта при квотировании дозы за счет хозяйственного водопользования приобретает вид

$$ds_i = \frac{\text{ДК}^{\text{BO}} M_B \eta_i}{\text{ДК}^{\text{ПВ}} \sum_j M_j \sum_i \frac{K_{ij} \eta_i}{УВ_i}}. \quad (7)$$

Вообще говоря, в формуле (7) учитывается только доза внутреннего облучения, формирующаяся за счет хозяйственного использования водного объекта без ограничений в водопользовании. Однако имея в виду, что вклад факторов внешнего облучения (пребывания на пляжном откосе, на акватории водоема, на заливных землях и др.) при использовании водного объекта без ограничений в водопользовании существенно меньше внутреннего облучения [27; 43; 44], внешнее облучение можно в этом случае не учитывать. Оговоримся: для водных объектов специального назначения (хвостохранилищ, отстойников, водоемов — хранилищ жидких РАО), для которых введены ограничения в водопользовании, вклад факторов внешнего облучения может быть доминирующим.

⁷ Согласно нормативным документам, принятым на Украине, допустимая концентрация определяется из условия $ds_i = \min_j(ds_{ij})$.

Из (6) и (7) следует, что при наличии нескольких n путей формирования дозы облучения за счет водопользования наиболее консервативной оценкой допустимого содержания данного радионуклида в воде $ds_i^{\text{конс}}$ будет

$$ds_i^{\text{конс}} = \frac{ds_i^{\text{крит}}}{n}, \quad (8)$$

где $ds_i^{\text{крит}}$ — наименьшее значение ds_i из всех рассчитанных по формуле (6) для всех путей поступления радионуклидов в организм лиц из критической группы населения при использовании данного водного объекта без ограничений в водопользовании (критический вид водопользования). Так как обычно критическим видом водопользования является потребление рыбы, а на втором месте стоит использование воды водоема для целей орошаемого земледелия, то реальной консервативной оценкой значения $ds_i^{\text{конс}}$ является оценка равная $0,5ds_i^{\text{рыба}}$.

Нормирование содержания радиоактивных веществ в донных отложениях весьма важно, так как донные отложения, являясь местом депонирования радионуклидов, аккумулируют радиоактивные вещества до высоких уровней и являются источником вторичного загрязнения воды и всей экосистемы водного объекта. Особенно актуальна задача регламентирования содержания радионуклидов в донных отложениях при рассмотрении вопросов снятия с эксплуатации радиационных объектов. В рамках санитарно-гигиенического нормирования с использованием модели коэффициентов накопления, допустимое содержание i -го радионуклида dg_i находится из условия

$$dg_i = \min \{ g_i = G_i^{\text{PAO}}; g_i = ds_i K_{di} \}, \quad (9)$$

где g_i — удельная активность i -го радионуклида в донных отложениях; G_i^{PAO} — нижняя граница содержания i -го радионуклида в донных отложениях, при которых они классифицируются как радиоактивные отходы; K_{di} — коэффициент накопления i -го радионуклида в донных отложениях.

Для обеспечения консервативных оценок значений dg_i в формуле (9) необходимо выбирать минимальные значения K_{di} из области вариации. В этом выборе следует учитывать то обстоятельство, что переход радионуклидов из донных отложений в воду осуществляется по двум каналам: за счет диффундирования по закону Генри и за счет взмучивания вследствие ветро-волновых возмущений водных масс водоема. Учет этих процессов, в предположении малости содержания радионуклидов в водной массе по

сравнению с их содержанием в донных отложениях, позволяет определить связь между удельной активностью донных отложений g и воды s :

$$s_i = g_i \left(c + \frac{1}{K_i^{\text{нст}}} \right), \quad (10)$$

где c — мутность воды, обусловленная взмучиванием донных отложений, кг/л(кг); $K_i^{\text{нст}}$ — истинный коэффициент распределения i -го радионуклида между водой и донными отложениями, определяемый для стационарных (не возмущенных) условий (коэффициент пропорциональности между содержанием данного радионуклида в воде и твердой фракции донных отложений в соответствии с законом Генри), л(кг)/кг. Тогда

$$K_{di}^* = K_i^{\text{нст}} \frac{K_i^{\text{нст}}}{cK_i^{\text{нст}} + 1}. \quad (11)$$

В качестве значений $K_i^{\text{нст}}$ при отсутствии данных, полученных в ходе специальных работ на конкретном водном объекте, целесообразно использовать значения, приведенные в [15].

Значения величины c — мутности воды водоема за счет взмучивания, вследствие ветро-волновых возмущений водных масс можно рассчитать или измерить, используя соответствующие руководства и методики [45—47], хотя, вообще говоря, это непростая задача. Для проведения консервативных оценочных расчетов неплохой оценкой значений K_{di}^* является оценка, равная $0,1K_i^{\text{нст}}$. В предельных случаях имеем:

при отсутствии взмучивания ($cK_i^{\text{нст}} \ll 1$) $K_{di}^* = K_i^{\text{нст}}$;

при сильном взмучивании ($cK_i^{\text{нст}} \gg 1$) $K_{di}^* = c$.

Последнее выражение позволяет оценить эффективную толщину слоя донных отложений $l_{\text{эфф}}$, вовлекаемых в процесс ветро-волнового взмучивания:

$$l_{\text{эфф}} = cH, \quad (12)$$

где H — средняя глубина водоема.

Таким образом, даже при очень высоких ветро-волновых нагрузках, когда значение мутности воды составляет 100—1000 мг/л, для водоемов со средней глубиной 5—10 м толщина слоя донных отложений, которые могут под действием турбулизации водных масс взмучиваться, переходя из

донных отложений в воду водоема, не превышает 1 см. Поскольку радионуклиды в донных отложениях распределены в верхнем 5—10-сантиметровом слое, эта оценка характеризует приемлемость сделанного при выводе формул (10) и (11) предположения о малости содержания радионуклидов в водной массе по сравнению с их содержанием в донных отложениях. Об этом же свидетельствуют данные о распределении радионуклидов по компонентам водоемов, загрязненных вследствие радиационных аварий или используемых в качестве прудов-охладителей АЭС, либо водоемов-хвостохранилищ для объектов атомной промышленности [27; 48—52].

Оценка допустимого содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях, полученная с использованием приведенных выше данных ($ds_i = 0,5ds_i^{\text{рыба}}$, $ds_{\text{Sr}}^{\text{рыба}} = 14$ мБк/кг, $ds_{\text{Cs}}^{\text{рыба}} = 30$ мБк/кг; $K_{di} = 0,1K_i^{\text{ист}}$, $K_{\text{Sr}}^{\text{ист}} = 2000$ м³/т, $K_{\text{Cs}}^{\text{ист}} = 30\,000$ м³/т) дает значения: $dg_{\text{Sr}} = 1,4$ Бк/кг; $dg_{\text{Cs}} = 30$ Бк/кг.

Вообще говоря, при нормировании содержания радионуклидов в донных отложениях целесообразно использовать еще один критерий, вытекающий из требования применять консервативные сценарии облучения при оценке дозы для критических групп населения. А именно: донные отложения ни при каких условиях не должны быть загрязнены радиоактивными веществами до уровней, превышающих допустимое содержание радионуклидов в почвах сельскохозяйственного использования. При этом доза, определяемая сельскохозяйственным использованием таких почв, должна учитываться в дозовой квоте, выделяемой для водопользования водным объектом. Это условие учитывает, в частности, такой вид водопользования, как использование сапропеля в качестве удобрений. Особенно важен данный критерий для проектирования мероприятий по снятию радиационных объектов с эксплуатации с учетом различных вариантов использования водоемов в долгосрочной перспективе. Использование этого критерия снимает с рассмотрения вопрос об учете дозы за счет сельскохозяйственного использования заливных и орошаемых земель, так как вполне очевидно, что он более жесткий, чем критерий учета водопользования для целей орошаемого земледелия включая и использование заливных земель. Расчет (или, правильнее, оценку) допустимого содержания радионуклидов в донных отложениях по этому критерию dg_i^{can} необходимо выполнять, руководствуясь методиками по нормированию содержания радионуклидов в почвах сельскохозяйственного назначения [51—53]. Тогда

$$dg_i^{\text{can}} = \frac{DK^{\text{BO}}}{\rho L_i K_i^{\text{п-д}}}, \quad (13)$$

где ρ — плотность донных отложений, кг/м^3 ; L_i — эффективная толщина донных отложений⁸ для i -го радионуклида, м; $K_i^{n-Д}$ — коэффициент «перехода» i -го радионуклида в цепочке «почва — рацион — годовая доза», $\text{Зв}/(\text{год} \cdot \text{Бк} \cdot \text{м}^{-2})$.

Учет конкретного рациона, видов выращиваемых культур, спектра радионуклидов делает процедуру расчета $g_i^{\text{сан}}$ весьма кропотливой, в первую очередь за счет корректного расчета показателя $K_i^{n-Д}$.

Консервативную оценку для таких радиологически значимых радионуклидов, как ^{137}Cs и ^{90}Sr , можно получить, используя данные из [33] по цепочке: «выпадения — рацион — доза» при условии, что в качестве выпадения используется содержание радионуклидов в донных отложениях. Для ^{137}Cs и ^{90}Sr коэффициенты перехода по этой цепочке равны 55 и 53 $\text{нЗв}/(\text{год} \cdot \text{Бк} \cdot \text{м}^{-2})$ соответственно. Тогда при $\rho = 1000 \text{ кг/м}^3$ (1 кг/л), L , равной 5 и 10 см для ^{137}Cs и ^{90}Sr соответственно, и при $\text{ДК}^{\text{ВО}} = 10 \text{ мкЗв/год}$ имеем $d g_{\text{Cs}}^{\text{сан}} = 4 \text{ Бк/кг}$, $d g_{\text{Sr}}^{\text{сан}} = 2 \text{ Бк/кг}$.

Результаты оценок допустимого содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде и донных отложениях (отдельно по каждому радионуклиду) и по каждому виду водопользования для водного объекта, дозовая квота для которого за счет водопользования составляет 10 мкЗв/год , приведены в табл. 6.

Таблица 6. Допустимое содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде и донных отложениях водного объекта при различных вариантах его хозяйственного использования, Бк/кг

Нуклид	Допустимое содержание в воде			Допустимое содержание в донных отложениях	
	Питьевое водоснабжение	Рыбохозяйственное использование	Хозяйственное использование без ограничений	по нормированию содержания в воде при водопользовании без ограничений	по нормированию содержания в донных отложениях (сапропель)
^{137}Cs	11	0,031	0,015	46	4
^{90}Sr	5	0,480	0,240	48	2

Примечание. $\text{ДК}^{\text{ВО}}$ по каждому из вариантов составляет 10 мкЗв/год .

Как видно из этих данных, критическими вариантами водопользования являются хозяйственное водопользование без ограничений (питьевое

⁸ Эффективная в смысле содержания заданного процента данного радионуклида по отношению к содержанию в бесконечно толстом слое. Обычно — 5—10 см.

водоснабжение, рыбохозяйственное использование, орошаемое земледелие, использование заливных земель) при нормировании содержания радионуклидов в воде водного объекта, а при нормировании содержания радионуклидов в донных отложениях — ограничение их содержания при использовании в качестве удобрения сапропеля.

Отметим два обстоятельства. Во-первых, допустимое содержание радионуклидов в донных отложениях при ограничении их удельной активности в воде водного объекта при водопользовании без ограничений сильно зависит от соотношения содержания радионуклидов в воде, значений $УВ_i$ и коэффициентов накопления в объектах, участвующих в формировании дозы облучения, и во многом определяется значениями этих величин для «критических» радионуклидов, что наглядно демонстрируют цифры, приведенные в табл. 6 и оценки, выполненные выше ($dg_{Sr} = 1,4$ Бк/кг; $dg_{Cs} = 30$ Бк/кг). Во-вторых, использование сапропеля в качестве удобрения — процесс хорошо управляемый, в первую очередь за счет регулирования объема вносимого сапропеля, поэтому соответствующие цифры в табл. 6. следует интерпретировать в качестве наиболее консервативной оценки, т. е. при прямом использовании (после осушения) площадей, занятыми донными отложениями, под сельскохозяйственное использование.

Для оценок нормативного содержания радионуклидов в компонентах гидросферы наряду с санитарно-гигиеническим принципом, широко и эффективно был использован еще один, который явно не формулировался, а именно *принцип консервативности*, т. е. использование таких сценариев миграции радионуклидов в водной среде и таких сценариев формирования дозы для критических групп населения за счет различных вариантов водопользования, а также таких моделей формализации этих процессов и таких значений параметров моделей, которые позволяют обеспечить наиболее консервативные оценки содержания радионуклидов в компонентах водного биогеоценоза и наиболее консервативные оценки дозы для населения. В этой формулировке под консервативной оценкой понимается такая оценка значения содержания радионуклидов в компоненте водного биогеоценоза или значения дозы, которая обеспечивает минимальный уровень из некоторого возможного диапазона их значений. Соответствующим образом, т. е. для обеспечения минимально возможных уровней содержания радионуклидов в компонентах водной экосистемы, участвующих в формировании дозы облучения населения или дозы для критических групп населения, понятие консервативности используется применительно к сценариям миграции радионуклидов в водной экосистеме, вариантам водопользования и сценариям формирования дозы.

Насколько и каким образом обосновано использование этого принципа, каковы границы его применимости?

Во-первых, с гигиенической точки зрения современный уровень содержания техногенных радионуклидов⁹ в водных средах достаточно низок, и консервативные значения содержания радионуклидов в компонентах водной среды обычно выше этих уровней в несколько раз.

Во-вторых, уровень современных ядерных технологий вполне позволяет обеспечивать консервативные значения параметров, характеризующих радиационно-гигиеническое состояние водных объектов и их санитарную охрану.

В-третьих, консервативные оценки этих параметров не настолько высоки, чтобы их обеспечение реализовалось при любых состояниях радиационного объекта, т. е. требуется целенаправленная деятельность по управлению состоянием техногенного потенциально радиационно-опасного объекта по поддержанию значений параметров радиационного состояния водного объекта в нормативных пределах, соответствующих консервативным оценкам этих параметров.

В-четвертых, отклонения от штатного режима эксплуатации радиационного объекта, следствием чего могут быть поступления радионуклидов в водную среду и превышение консервативных значений параметров, характеризующих нормальное радиационное состояние водного объекта, в большом диапазоне инцидентов могут не рассматриваться в качестве радиационной аварии, так как консервативный подход заведомо обеспечивает определенный запас по сравнению с реально допустимыми значениями, а также тем, что имеется некоторый «резерв обратимости» последствий нештатной ситуации. Кстати, если рассуждать по аналогии с только что изложенным, можно сформулировать понятия радиационной аварии и радиационного инцидента применительно к водному объекту и очертить границы применимости принципа консерватизма.

Радиационный инцидент — это такое поступление радиоактивных веществ в водный объект, при котором превышаются консервативные оценки параметров радиационного состояния объекта, требуется проведение специальных работ по оценке сложившейся радиационной обстановки и ее соответствия допустимой, а также имеется возможность приведения сложившейся обстановки к допустимой или исходной (обратимость ситуации) посредством управления поступлением радионуклидов от радиационного объекта.

⁹ Техногенные радионуклиды — это искусственные радионуклиды, появление которых в окружающей среде обусловлено деятельностью по использованию атомной энергии, а также естественные радионуклиды, содержащиеся в объектах окружающей среды в повышенных по сравнению с обычно характерными для данного региона или биосферы в целом концентрациях в этих объектах вследствие антропогенной деятельности.

Радиационная авария — это такое поступление радиоактивных веществ в водный объект, при котором превышаются консервативные оценки параметров радиационного состояния объекта, требуется проведение специальных работ по оценке сложившейся радиационной обстановки, по результатам которой делается вывод о превышении параметров, характеризующих допустимую радиационную ситуацию в водном объекте, и требуется проведение специальных мероприятий по обеспечению его радиационной безопасности.

Понятно, что в основном принцип консервативности используется для решения задач установления радиационных регламентов в ситуациях нормальной эксплуатации водного объекта (водопользования), хотя сам по себе, как принцип, которым следовало бы расширить систему принципов радиационной защиты, он самодостаточен и имеет право на неограниченное использование в рамках этой системы.

Ниже сделана попытка расширенного толкования и использования принципа консервативности для получения содержательных результатов в области экологического нормирования радиационного состояния водных объектов.

4. Подходы к экологическому нормированию радиационного состояния водных объектов

Экологическое нормирование — нормирование антропогенного воздействия на экосистему в пределах ее экологической емкости, не приводящего к нарушению механизмов саморегуляции. Основные критерии экологического нормирования — сохранение биотического баланса, стабильности и разнообразия экосистемы [56].

Обоснование в полном объеме нормативов качества окружающей среды по радиационным параметрам на базе экологического принципа и его использование для целей радиационной защиты потребуют решения сложных радиоэкологических и дозиметрических задач, ключевыми из которых, по мнению одного из корифеев радиоэкологии Р. М. Алексахина [18], «...должны явиться следующие:

- уточнение величин ОБЭ (относительной биологической эффективности. — С. К.) для представителей флоры и фауны, введение дозиметрических единиц эквивалентных и эффективных поглощенных доз для растений и животных;
- выбор референтных представителей флоры и фауны;

- определение конечных эффектов действия ионизирующих излучений на растения и животных, которые можно использовать в качестве интегральных критериев радиационной защиты природы;
- установление зависимостей «доза — эффект» для референтных представителей флоры и фауны;
- определение роли уровня радиационных эффектов при охране биоты (индивидуальный, популяционный, экосистемно-биогеоценотический);
- установление дозовых пределов облучения биоты.

По сути это квинтэссенция программы актуальных и перспективных радиоэкологических работ для XXI в. Формулируя ее, Р. М. Алексахин в отношении экоцентрического подхода к обоснованию и развитию принципов радиационной защиты делает очень важное замечание: «если будет теоретически и практически обоснована необходимость его практического использования». То есть необходимо обосновать отказ от гигиенического подхода к радиационной защите (или обосновать границы его применимости) в пользу экологического (экоцентрического или биотического) подхода к нормированию воздействия ионизирующего излучения. Несколько огрубляя, требуется обоснование, почему (где, когда, в каких ситуациях) соблюдение норм радиационной безопасности, построенных на гигиеническом принципе, не обеспечивает (или может не обеспечивать) экологическую безопасность.

В поисках ответа на этот вопрос плодотворным может быть совместное использование принципа референтности [18; 57] и принципа консервативности. Если возможна реализация такого сценария формирования дозы на население, при котором нормативы облучаемости для критических групп населения соблюдаются, но уровни накопления радиоактивных веществ и (или) радиационного воздействия в абиотических и биотических компонентах окружающей среды таковы, что состояние экологической безопасности не обеспечивается, то такая ситуация будет являться доказательной для вывода о примате экологического принципа нормирования над гигиеническим. Для построения подобной ситуации необходимо, используя принцип референтности (референтные наборы экосистем и их компонентов, моделей миграции и накопления радионуклидов в компонентах и моделей радиационного воздействия на биотические составляющие этих экосистем) и принцип консервативности (выбор таких референтных наборов экосистем и их компонентов, моделей миграции и накопления радионуклидов в компонентах и моделей радиационного воздействия на биотические составляющие этих экосистем, которые дают наилучшую реализацию формирования доз на биоту) сконструировать консерва-

тивный (даже гипотетически сложно реализуемый) сценарий облучения критических групп населения¹⁰.

В отношении наземных экосистем, по крайней мере принципиально, это сделать можно, так как человек биологически относится к наземным группам живых организмов.

Если теперь будет показано, что в этой ситуации при дозах облучения населения, равных нормативным значениям, дозы на референтные биокомпоненты экосистемы будут меньше, чем нижняя граница диапазона дозы, характеризующего «зону экологической маскировки», или много меньше, чем нижняя граница диапазона дозы, характеризующего «зону поражения сообществ и экосистем», то можно будет считать доказанным, что использование экологических критериев при нормировании радиационного фактора нецелесообразно, т. е. соблюдается примат гигиенического принципа нормирования над экологическим. Отметим, что в настоящее время аналогичный подход эффективно используется для обоснования безопасности радиационных объектов, в первую очередь АЭС. В качестве нормативных значений дозы для населения целесообразно использовать значения, приведенные в национальных нормах радиационной безопасности — «1 мЗв/год для техногенного облучения», которые с известными оговорками можно интерпретировать как безопасные или как обеспечивающие благоприятные условия жизнедеятельности человека (в терминах федерального закона «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения»). Для целей обоснования безопасности функционирования конкретного радиационного объекта можно использовать дозовые квоты от предела дозы, выделенные для данного объекта в целях регламентации выбросов-сбросов.

В тех ситуациях, когда условие «меньше или много меньше» не выполняется, требуется более скрупулезный анализ, но можно полагать, что объем необходимых исследований при системном и методичном применении принципов «референтности» и «консервативности» позволит получить содержательные результаты сравнительно проще и быстрее, чем при применении стандартных процедур организации такого рода исследований.

Применение описанного подхода к водным экосистемам, вообще говоря, не является обоснованным, так как человек не может рассматриваться в качестве элемента водной экосистемы (он в водной среде не живет, а только использует водные объекты для своих целей, и «объем водопользования» зависит от объема и целей практической деятельности человека и от экологического состояния водного объекта). Но если сконструировать некоторую референтную водную экосистему, в которой в качестве одного

¹⁰ При выборе критической группы человек обязательно должен присутствовать в экосистеме (или даже гипотетически введен в нее как элемент) с наиболее консервативными с точки зрения формирования дозы сценариями поведения.

из компонент будет присутствовать некоторая гомоподобная популяция, стоящая на вершине пищевой пирамиды, ее можно будет использовать в качестве консервативной модели экосистемы для целей нормирования радиационного воздействия. Такой популяцией, мысленно внедряемой дополнительно в водную экосистему, может служить популяция определенного вида семейства ластоногих. Естественно, эти водные млекопитающие могут присутствовать и в реальных экосистемах. Конкретно речь может идти о байкальской нерпе (*Pusa sibirica* Gmel.), относящейся к семейству настоящих тюленей (*Phocidae*), роду *Pusa* [58]. Средний вес нерпы в Байкале — около 50—60 кг при длине 150 см, максимальный вес самцов — 130—150 кг, длина — 1,7—1,8 м. Самки по размерам меньше — 1,3—1,6 м, вес их — до 110 кг, беременность длится 11 месяцев. Кормится нерпа мелкой рыбой, съедая около 3 кг за сутки.

Оценим, используя в качестве консервативных значений параметры дозиметрических моделей человека, дозовые нагрузки на отдельных представителей популяции нерпы, обитающих в некотором модельном водоеме, водопользование которым (питьевое водоснабжение, потребление рыбы критической группой) обуславливает дозу в 10 мкЗв/год за счет присутствия в воде водоема радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr . Оценки выполним для двух значений отношения $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в воде μ , равного 1,5 («свежее» загрязнение) и 0,1 (длительное хроническое загрязнение) [27; 42]. Значения остальных необходимых для проведения оценок параметров сведены в табл. 7.

Таблица 7. Численные значения параметров, используемых в расчетах

Параметр	Обозначение	Значение	Размерность	Источник
Уровень вмешательства по содержанию в питьевой воде ^{137}Cs	$УВ_{\text{Cs}}$	11	Бк/кг	НРБ-99
Уровень вмешательства по содержанию в питьевой воде ^{90}Sr	$УВ_{\text{Sr}}$	5	Бк/кг	НРБ-99
Годовое потребление питьевой воды	$M_{\text{в}}$	730	кг/год	НРБ-99
Суточное потребление лицами из критической группы рыбы	$M_{\text{гч}}$	0,1	кг/сут	[46]
Суточное потребление рыбы нерпой	$M_{\text{рн}}$	3	кг/сут	http://homepages.angarsk.ru
Дозовая квота для питьевой воды	$ДК^{\text{ПВ}}$	0,1	мЗв/год	НРБ-99
Дозовая квота на водопользование	$ДК^{\text{ВО}}$	10	мкЗв/год	СП АС-99
Коэффициент накопления в рыбе ^{137}Cs	K_{Cs}	2000	кг/кг	[33]
Коэффициент накопления в рыбе ^{90}Sr	K_{Sr}	60	кг/кг	[33]

Допустимое содержание в воде ^{137}Cs и ^{90}Sr в смеси известного состава, рассчитанное по цепочкам «потребление питьевой воды», «потребление рыбы», исходя из дозовой квоты на водопользование для критической группы населения («Рыбаки»), составит

$$ds_{\text{Sr}} = \frac{10^{-3} M_{\text{B}} \text{ДК}^{\text{BO}}}{\text{ДК}^{\text{ПБ}} \left[M_{\text{B}} \left(\text{УВ}_{\text{Sr}}^{-1} + \mu \text{УВ}_{\text{Cs}}^{-1} \right) + 365 M_{\text{рч}} \left(K_{\text{Sr}} \text{УВ}_{\text{Sr}}^{-1} + \mu K_{\text{Cs}} \text{УВ}_{\text{Cs}}^{-1} \right) \right]}, \quad (14)$$

$$ds_{\text{Cs}} = \mu ds_{\text{Sr}}. \quad (15)$$

Подставляя численные значения параметров, получим:

при $\mu = 1,5$: $ds_{\text{Sr}} = 6,9$ мБк/кг; $ds_{\text{Cs}} = 10,3$ мБк/кг;

при $\mu = 0,1$: $ds_{\text{Sr}} = 58,2$ мБк/кг; $ds_{\text{Cs}} = 5,8$ мБк/кг.

При соотношениях значений удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водного объекта, равных μ , за счет питьевого водопользования формируется доза $D^{\text{ПИТ}}$:

$$D^{\text{ПИТ}} = \text{ДК}^{\text{ПБ}} s_{\text{Sr}} \left(\text{УВ}_{\text{Sr}}^{-1} + \mu \text{УВ}_{\text{Cs}}^{-1} \right) = \text{ДК}^{\text{ПБ}} s_{\text{Cs}} \left(\text{УВ}_{\text{Cs}}^{-1} + \mu^{-1} \text{УВ}_{\text{Sr}}^{-1} \right), \quad (16)$$

откуда при $s = ds$ имеем: $D^{\text{ПИТ}} = 0,23$ мкЗв/год ($\mu = 1,5$) и $D^{\text{ПИТ}} = 0,14$ мкЗв/год ($\mu = 0,1$). Таким образом, за счет потребления населением рыбы формируется 98—99% годовой квоты дозы за счет водопользования.

Оценка дозы для нерпы D_{H} определяется по формуле

$$D_{\text{H}} = \frac{0,365 M_{\text{рч}} \text{ДК}^{\text{BO}}}{\left[M_{\text{B}} \left(\text{УВ}_{\text{Cs}} + \mu \text{УВ}_{\text{Sr}} \right) / \left(K_{\text{Sr}} \text{УВ}_{\text{Cs}} + \mu K_{\text{Cs}} \text{УВ}_{\text{Sr}} \right) + 365 M_{\text{рч}} \right]}. \quad (17)$$

Подставляя численные значения параметров, имеем:

- при $\mu = 1,5$: $D_{\text{H}} = 0,29$ мЗв/год;
- при $\mu = 0,1$: $D_{\text{H}} = 0,26$ мЗв/год.

Заметим, что D_{H} слабо зависит от μ в силу того, что при данных значениях параметров значение

$$\frac{M_{\text{B}}}{365 M_{\text{рч}}} \left(\text{УВ}_{\text{Cs}} + \mu \text{УВ}_{\text{Sr}} \right) \frac{1}{K_{\text{Sr}} \text{УВ}_{\text{Cs}} + \mu K_{\text{Cs}} \text{УВ}_{\text{Sr}}} \ll 1.$$

Тогда для оценки дозы для нерпы получаем простую зависимость

$$D_{\text{H}} \approx \frac{10^{-3} M_{\text{рч}} \text{ДК}^{\text{BO}}}{M_{\text{рч}}}, \quad (18)$$

которая является неплохой аппроксимацией (16) уже при K_{Cs} , K_{Sr} больших 30. Таким образом, формула (18) может быть использована при оценке дозы для нерпы не только для пресных водных объектов, но и для соленых морских вод (см. табл. 4).

Естественно, что доза в 0,3 мЗв/год, которая существенно ниже доз, характеризующих «зону физиологической маскировки» (0,005—0,1 Гр/год или Зв/год), «зону экологической маскировки» (0,1—0,4 Гр/год или Зв/год), «зону поражения сообществ и экосистем» ($\gg 0,4$ Гр/год или Зв/год), не может представлять какой-либо опасности. Тем самым для водных экосистем нормирование дозы по гигиеническому принципу (10 мкЗв/год для критической группы населения за счет водопользования) в рамках весьма и весьма консервативных подходов обеспечивает экологическую безопасность, т. е. обеспечивается примат санитарно-гигиенического нормирования над экологическим.

Из (18) следует, что при дозовой квоте $ДК^{BO} = 1000$ мкЗв/год = 1 мЗв/год, что соответствует консервативной оценке уровня радиационного воздействия для населения¹¹, при которой радиационная обстановка может характеризоваться как благополучная, консервативная оценка дозы для нерпы не превысит значения 30 мЗв/год. Сравнение этого значения дозы с пределами дозы для персонала (20 мЗв/год по НРБ-99, а до 2000 г. — 50 мЗв/год по НРБ-76/87), позволяет рассматривать его в качестве значения, обеспечивающего безопасные условия для популяции нерпы, т. е. и в этих условиях формирования дозы для населения соблюдается примат санитарно-гигиенического нормирования над экологическим.

Вообще говоря, то, что в регламентировании радиационного состояния водных экосистем можно ориентироваться только на показатели, характеризующие состояние водного объекта с точки зрения санитарного благополучия, не означает, что для компонентов водной экосистемы нормативов устанавливать не следует. Во-первых, этого требует законодательство, и данное требование может и должно быть удовлетворено на базе применения гигиенического подхода, при этом уровни регламентирования содержания радионуклидов в объектах внешней среды и уровни воздействия на биокомпоненты следует рассматривать в качестве контрольных уровней. Во-вторых, экологические нормативы содержания радиоактивных веществ и нормативы радиационного воздействия крайне необходимы для обоснования безопасности действующих и проектируемых объектов использования атомной энергии. В-третьих, установление экологических нормативов целесообразно из этических соображений в отношении живой природы. В-четвертых, остаются определенные вопросы в отношении компонентов

¹¹ Доза в 1 м³ в/год формируется только за счет водопользования, что в реальных ситуациях практически невозможно.

экосистемы, которые слабо участвуют в процессах формирования дозы для населения или критических популяций водных экосистем, но с системной точки зрения поведение всего водного биогеоценоза могут оказать важное влияние на его состояние (примером таких компонентов могут быть популяции моллюсков или ракообразных).

Для комплексного анализа областей и границ применимости различных подходов в радиационной защите необходимо в дополнение к гигиеническому и биоцентрическому подходам (по сути при оценках состояния водных экосистем в данной работе анализировался биоцентрический подход) рассмотреть экоцентрический подход, т. е. оценка системных показателей функционирования экосистемы под влиянием ионизирующего излучения. В этом направлении весьма плодотворным может быть подход, основанный на определенных аналогиях дозиметрических моделей накопления радионуклидов и радиационного воздействия на организменном уровне, а также эффектов, вызываемых ионизирующим излучением на этом уровне, с моделями накопления радионуклидов и радиационного воздействия на уровне отдельных биотических и абиотических компонентов и «откликов» экосистемы на радиационное воздействие. В этом подходе определенную сложность обуславливает необходимость перехода от эквидозиметрических показателей к экодозиметрическим (в том числе замена ОБЭ на ОЭЭ — относительную экологическую эффективность излучения). Однако, по всей видимости, с экоцентрическим подходом к нормированию дело обстоит проще: в соответствии с общепризнанными биологическими и экологическими закономерностями в ряду «организм — популяция — экосистема» радиорезистентность членов ряда возрастает, следствием чего является примат биоцентрического регламентирования над экоцентрическим.

Литература

1. Державні санітарні правила і норми «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання» № 136/1940 від 15.04.1997.
2. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативи. ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. — Київ, 1998.
3. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. 2.6.1. Ионизирующее излучение. Радиационная безопасность. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99 / Минздрав России. — М., 1999.
4. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.1.4.559-96. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества.

5. Guidelines for drinking-water quality. — Vol. 1: Recommendations / World Health Organization. — Geneva, 1983.
6. Guidelines for drinking-water quality. — Vol. 2: Health Criteria and Other Supporting Information / World Health Organization. — Geneva, 1984.
7. Revision of the WHO Guidelines for Drinking Water Quality / World Health Organization. — Geneva, 1993.
8. <http://www.who.int/en> (World Health Organization).
9. <http://www.epa.gov/watrhme> (U.S. Environment Protection Agency).
10. ДР-97. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді.
11. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.3.2.560-96. Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов.
12. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-99) СП 2.6.1.27-2000.
13. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). СП 2.6.1.799-99.
14. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами. СПОРО-85 № 3938-85.
15. Ионизирующее излучение: Источники и биологические эффекты: Доклад за 1982 г. Генеральной Ассамблее (с приложениями) в двух томах / Науч. комитет Организации Объединенных Наций по действию атомной радиации. — Т. 1. — Нью-Йорк: ООН, 1982. — С. 668.
16. ICRP Publication 26: Recommendations of the International Commission on Radiation Protection. — Oxford: Pergamon Press, 1977.
17. ICRP Publication 60: Recommendations of the International Commission on Radiation Protection. — Oxford: Pergamon Press, 1991. — (Ann. ICRP 21).
18. *Алексахин Р. М.* Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экологический принципы // Рефераты докладов Тринадцатой ежегодной конференции Ядерного общества России «Экологическая безопасность, техногенные риски и устойчивое развитие». Москва, 23—27 июня 2002 г. — М., 2002.
19. Ethical considerations in protecting the environment from the effects of ionizing radiation: A report for discussion / Intern. Atomic Energy Agency. — [S. 1.], 2002. — (IAEA-TECDOC-1270).
20. *Polikarpov G. G.* Effects of ionizing radiation upon aquatic organisms (Chronic irradiation) // Atti della Giornata sul Tema 'Alcuni Aspetti di Radioecologia'. XX Congresso Nazionale, Associazione Italiana di Fisica Sanitaria e Protezione contro le Radiazioni, Bologna, 1977. — Parma: Poligrafici, 1978. — P. 25—46.

21. *Polikarpov G. G.* Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems in all possible dose rates of ionising radiation in the environment, RADOC 96-97, Norwich/Lowestoft, 8—11 April, 1997 // Radiation Protection Dosimetry. — 1998. — № 75. — P. 181—185.
22. *Polikarpov G. G.* The future of radioecology: in partnership with chemoeology and eco-ethics // J. of Environmental Radioactivity. — 2001. — № 53. — P. 5 — 8.
23. *Поликарпов Г. Г.* Перспективы развития радиохомоэкологии в XXI веке (45-летие морской радиоэкологии в ИнБЮМ НАН Украины) // Экология моря. — 2001. — Вып. 57. — С. 91—97.
24. *Воробьев Е. И., Ильин Л. А., Книжников В. А., Алексахин Р. М.* Актуальные проблемы радиационной экологии и гигиены в ядерной энергетике // Атомная энергия. — 1977. — Т. 43, вып. 5. — С. 374—396.
25. *Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н.* Морская динамическая радиохомоэкология. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 176 с.
26. *Тимофеева-Ресовская Е. А.* Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов. — Свердловск, 1963. — 78 с. — (Тр. / АН СССР. Урал. фил. Ин-т биологии; Вып. 30).
27. *Казаков С. В.* Управление радиационным состоянием водоемов-охладителей АЭС. — Киев: Техніка, 1995. — 191 с.
28. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г.* Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 240 с.
29. *Казаков С. В., Вовк П. С., Фильчагов Л. П.* Радиоэкологическое состояние пруда-охладителя ЧАЭС // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. — Київ: Наук. думка, 1994. — Вип. 1. — С. 129—138.
30. *Давыдчук В. С., Зарудная Р. Ф., Михели С. В.* и др. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. — Киев: Наук. думка, 1994. — 112 с.
31. *Пристер Б. С., Лоцилов Н. А., Немец О. Ф., Поярков В. А.* Основы сельскохозяйственной радиологии. — Киев: Урожай, 1991. — 470 с.
32. *Щеглов А. И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. — М.: Наука, 1999. — 268 с.
33. Источники и эффекты ионизирующего излучения // Отчет НКДАР ООН — 2000. — Т. 1: Источники (часть 1) / Пер. с англ.; Под ред. акад. РАМН Л. А. Ильина и проф. С. П. Ярмоненко. — М.: РАДЭКОН, 2002. — С. 77.
34. Report of the Task Group on Referens Man / Intern. Commission on Radiation Protection. — Oxford: Pergamon Press, 1975. — (ICRP Publication 23).

35. Методические указания по методам контроля. МУК 2.6.1.717-98. «Радиационный контроль. Стронций-90 и цезий-137. Пищевые продукты. Отбор проб, анализ и гигиеническая оценка».
36. *Вовк П. С., Зарубін О. Л., Кленус В. Г. і співавт.* Радіаційне забруднення біотичних компонентів водяних екосистем // Бюл. екологічного стану зони відчуження. — 1996. — 1 (6). — С. 50—55.
37. *Кузьменко М. И., Паньков И. В., Волкова Е. Н., Широкая З. О.* Содержание стронция-90 и цезия-137 в гидробионтах Волги, Дуная и Днепра // Гидробиол. журн. — 1993. — Т. 29, № 5. — С. 53—60.
38. *Рябов И. Н.* Оценка воздействия радиоактивного загрязнения на гидробионтов 30-км зоны контроля аварии на ЧАЭС // Радиобиология. — 1992. — Т. 32, вып. 5. — С. 662—667.
39. *Кузьменко М. И.* Распределение радионуклидов в экосистеме мелководного биотопа // Гидробиол. журн. — 1996. — Т. 32, № 6. — С. 42—51.
40. Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды Российской Федерации в 1999 году». — Разд. 7: Радиационная обстановка / Гос. ком. Российской Федерации по охране окружающей среды // <http://www.ecocom.ru/Gosdoklad99/Title.htm>.
41. *Марей А. Н.* Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. — М.: Атомиздат, 1976. — 227 с.
42. *Марей А. Н., Бархударов Р. М., Книжников В. А.* и др. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека. — М.: Атомиздат, 1980. — 327 с.
43. *Гусев Д. И., Павловский О. А.* Основные положения методики расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в поверхностные водоемы // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 7. — М.: Энергоиздат, 1982. — С. 157—164.
44. *Егоров Ю. А., Казаков С. В.* Прогнозирование допустимого сброса радионуклидов в водоемы-охладители АЭС // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 10. — М.: Энергоиздат, 1986. — С. 108—118.
45. *Караушев А. В.* Теория и методы расчета речных наносов. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 350 с.
46. Методика определения допустимых сбросов радиоактивных веществ в водоемы-охладители АЭС / ГКИАЭ. — М., 1983. — 52 с. — (РД. МУ-652.83).
47. Система стандартизации Госкомгидромета. Инструкция. Методика определения мутности воды РД 52.08.104-86. Разр. ГГИ, введена с 1986 г.

48. *Войцехович О. В., Лаптев Г. В., Канівець В. В.* і ін. Радиційне забруднення водних об'єктів зони відчуження ЧАЕС // Бюл. екологічного стану зони відчуження. — 1996. — 1 (6). — С. 37—44.
49. *Романенко В. Д., Кузьменко М. И., Евтушенко Н. Ю.* Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. — Киев: Наук. думка, 1992. — 196 с.
50. *Белицкий А. С., Гусев Д. И., Степанова В. Д.* Гигиенические и экологические проблемы безопасного обращения с отходами АЭС, АТЭС и санитарная охрана водоемов-охладителей // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 7. — М.: Энергоиздат, 1982. — С. 172—177.
51. Комплексный доклад «О состоянии окружающей среды ЗАТО г. Озерска» // <http://www.ozersk.ru/city/ecology/2000>.
52. *Садовников В. И., Глаголенко Ю. В., Дрожко Е. Г.* и др. Современное состояние и пути решения проблем Теченского каскада водоемов // Вопр. радиац. безопасности. — 2002. — № 1. — С. 3—14.
53. Руководство по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения части территории РСФСР, Украинской ССР и Белорусской ССР на период 1988—1990. — М., 1988.
54. Методические указания «Организация государственного радиоэкологического мониторинга агроэкосистем в зоне воздействия радиационно-опасных объектов» / ВНИИСХРАЭ. — М.: РАСХН, 2001. — 317 с.
55. Рекомендации по предотвращению экологического ущерба в современном сельском хозяйстве и получению экологически чистой продукции / ВНИИСХРАЭ. — М.: РАСХН, 2001. — 317 с.
56. http://www.glossary.ru/cgi-bin/gl_find.cgi.
57. *Pentreath R. J., Woodhead D. S.* A system for protecting the environment from ionizing radiation: selecting reference fauna and flora, and the possible dose models and environmental geometrics that could be applied to them // *The Science of the Total Environment*. — 2001. — Vol. 277. — P. 33—43.
58. <http://homepages.angarsk.ru>.

Разработка экологических подходов к нормированию радиационного воздействия на водные экосистемы

Е. А. Бия, С. В. Казаков, И. И. Линге

1. Введение

Современная российская нормативно-правовая база в области охраны окружающей среды [1; 2] определяет необходимость разработки нормативов качества окружающей среды.

Из закона Российской Федерации «Об охране окружающей среды» от 10 февраля 2002 г. № 7-ФЗ:

«Статья 21. Нормативы качества окружающей среды»

1. Нормативы качества окружающей среды устанавливаются для оценки состояния окружающей среды в целях сохранения естественных экологических систем, генетического фонда растений, животных и других организмов.

2. К нормативам качества окружающей среды относятся:

- нормативы, установленные в соответствии с химическими показателями состояния окружающей среды, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций химических веществ, включая радиоактивные вещества;
- нормативы, установленные в соответствии с физическими показателями состояния окружающей среды, в том числе с показателями уровней радиоактивности и тепла;
- нормативы, установленные в соответствии с биологическими показателями состояния окружающей среды, в том числе видов и групп растений, животных и других организмов, используемых как индикаторы качества окружающей среды, а также нормативы предельно допустимых концентраций микроорганизмов;
- иные нормативы качества окружающей среды.

3. При установлении нормативов качества окружающей среды учитываются природные особенности территорий и акваторий, назначение природных объектов и природно-антропогенных объектов, особо охраняемых территорий, в том числе особо охраняемых природных территорий, а также природных ландшафтов, имеющих особое природоохранное значение.

Статья 22. Нормативы допустимого воздействия на окружающую среду

1. В целях предотвращения негативного воздействия на окружающую среду хозяйственной и иной деятельности для юридических и физических лиц — природопользователей устанавливаются следующие нормативы допустимого воздействия на окружающую среду:

- нормативы допустимых выбросов и сбросов веществ и микроорганизмов;
- нормативы образования отходов производства и потребления и лимиты на их размещение;
- нормативы допустимых физических воздействий (количество тепла, уровни шума, вибрации, ионизирующего излучения, напряженности электромагнитных полей и иных физических воздействий);
- нормативы допустимого изъятия компонентов природной среды;
- нормативы допустимой антропогенной нагрузки на окружающую среду;
- нормативы иного допустимого воздействия на окружающую среду при осуществлении хозяйственной и иной деятельности, устанавливаемые законодательством Российской Федерации и законодательством субъектов Российской Федерации в целях охраны окружающей среды».

Тем самым на законодательном уровне оформлено требование об установлении для экосистем нормативов на допустимое содержание радиоактивных веществ (РВ) в компонентах водных объектов и о регламентировании радиационного воздействия на эти компоненты. Однако в законе не сформулированы подходы, в соответствии с которыми следует определять критерии содержания РВ в компонентах водных экосистем и воздействия на них.

В настоящее время существует две принципиальные возможности установления нормативов содержания РВ и нормативов радиационного воздействия: исходя из антропоцентрического принципа обеспечения радиационной безопасности окружающей среды (защищен человек — защищена природа) или исходя из экологических критериев качества окружающей среды (экологический подход).

В данной статье рассматривается вопрос: обеспечивается ли радиационное качество окружающей среды (дозы на представителей различных групп гидробионтов) при соблюдении нормативов облучаемости критических групп населения за счет хозяйственного использования водных объектов?

Цель статьи — оценка радиационного воздействия на водные организмы (определение содержания РВ, доз облучения гидробионтов и сравнение с допустимыми уровнями доз) при соблюдении регламентов качества водных объектов, исходя из нормативов облучаемости человека. При этом решаются следующие задачи:

- определение содержания РВ в компонентах водных объектов на основе регламентов качества водных объектов, соответствующих требованиям нормативных документов;
- определение дозовых характеристик воздействия на водные объекты;
- сравнение оцененных уровней радиационного воздействия с экологическими моделями действия ионизирующего излучения на все уровни организации живой природы (организмы, популяции, сообщества, экосистемы, биосферу), учитывающими изменения в наиболее радиочувствительных структурах и функциях живых организмов и надорганизменных систем.

В качестве реперных радионуклидов выбраны ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu , которые являются радиологически опасными и защита от воздействия которых представляется важной практической задачей.

2. Понятия и определения

Экологическое нормирование определяется как деятельность, направленная на установление системы нормативов состояния и нормативов предельно допустимого воздействия на экосистемы, необходимых для эффективного природоохранного управления. Предполагается, что нормативы состояния должны основываться на тех характеристиках экосистем, которые наиболее информативно реагируют на антропогенное воздействие, значимое для состояния данной экосистемы в целом. Подразумевается также, что, в свою очередь, установление нормативов предельно допустимых воздействий на экосистемы способствует регулированию загрязнения окружающей среды, изъятию природных ресурсов, ограничению антропогенной трансформации экосистем.

Таким образом, развитие экологического нормирования призвано обеспечить создание системы реальных, отражающих фундаментальные природные процессы и возможности современных технологий, ориентиров минимизации антропогенного воздействия.

Нормирование качества воды состоит в установлении для воды водного объекта совокупности допустимых значений показателей ее состава и свойств, в пределах которых надежно обеспечиваются здоровье населения, благоприятные условия водопользования и экологическое благополучие водного объекта.

Под качеством воды в целом понимаются характеристики ее состава и свойств, определяющие ее пригодность для конкретных видов водопользования (ГОСТ 17.1.1.01-77), при этом критерии качества представляют собой признаки, по которым производится оценка качества воды.

Правила охраны поверхностных вод устанавливают нормы качества воды водоемов и водотоков для условий хозяйственно-питьевого, культурно-бытового и рыбохозяйственного водопользования. Вещество, вызывающее нарушение норм качества воды, называют загрязняющим [5]. Загрязняющее вещество — вещество или смесь веществ, количество и (или) концентрация которых превышают установленные для химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов нормативы и оказывают негативное воздействие на окружающую среду [1].

Общим экологическим нормированием для экосистем служит сохранение их динамических качеств, прежде всего надежности и устойчивости, или перевод существующей экосистемы в более желательную.

Глобальное экологическое нормирование — сохранение биосферы планеты в виде, пригодном для жизни человека, в том числе климата Земли — благоприятным для его хозяйства. Кроме того, экологическое нормирование имеет региональные рамки, оно справедливо лишь в пределах области типизации явления или процесса, за рамками которой оно действовать не может.

Таким образом, экологическое нормирование определяет системные величины, изменение которых нелинейно и не всегда адекватно знаку процесса и связано с другими аналогичными величинами. В связи с этим целесообразно моделирование процесса. При применении экологического нормирования следует учитывать факторы неопределенности, риска и принцип неполноты информации [6].

Экологическое нормирование предполагает учет так называемой допустимой нагрузки на экосистему. Допустимой считается такая нагрузка, под воздействием которой отклонение от нормального состояния системы не превышает естественных изменений и, следовательно, не вызывает нежелательных последствий у живых организмов и не ведет к ухудшению качества среды. К настоящему времени известны лишь некоторые попытки учета нагрузки для растений суши и для сообществ водоемов рыбохозяйственного назначения [7].

3. Виды водопользования

Виды водопользования на водных объектах определяются регулирующими органами и подлежат утверждению органами местного самоуправления субъектов.

К хозяйственно-питьевому водопользованию относится использование водных объектов или их участков в качестве источников хозяйственно-питьевого водоснабжения, а также для снабжения предприятий пищевой промышленности. В соответствии с Санитарными правилами и нормами

СанПиН 2.1.4.559-96 *питьевая вода должна быть безопасна в эпидемическом и радиационном отношении, безвредна по химическому составу и должна иметь благоприятные органолептические свойства.*

К культурно-бытовому водопользованию относится использование водных объектов для купания, занятия спортом и отдыха населения. Требования к качеству воды, установленные для культурно-бытового водопользования, распространяются на все участки водных объектов, находящихся в черте населенных мест, независимо от вида их использования объектами водных экосистем для обитания, размножения и миграции.

Рыбохозяйственные водные объекты могут относиться к одной из трех категорий:

- к высшей категории относят места расположения нерестилищ, массового нагула и зимовальных ям особо ценных видов рыб и других промысловых водных организмов, а также охранные зоны хозяйств любого типа для разведения и выращивания рыб, других водных животных и растений;
- к первой категории относят водные объекты, используемые для сохранения и воспроизводства ценных видов рыб, обладающих высокой чувствительностью к содержанию кислорода;
- ко второй категории относят водные объекты, используемые для других рыбохозяйственных целей [5].

Цели и задачи экологического нормирования определяются ст. 19 закона «Об охране окружающей среды»:

«Статья 19. Основы нормирования в области охраны окружающей среды

1. Нормирование в области охраны окружающей среды осуществляется в целях государственного регулирования воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду, гарантирующего сохранение благоприятной окружающей среды и обеспечение экологической безопасности.

2. Нормирование в области охраны окружающей среды заключается в установлении нормативов качества окружающей среды, нормативов допустимого воздействия на окружающую среду при осуществлении хозяйственной и иной деятельности, иных нормативов в области охраны окружающей среды, а также государственных стандартов и иных нормативных документов в области охраны окружающей среды.

3. Нормативы и нормативные документы в области охраны окружающей среды разрабатываются, утверждаются и вводятся в действие на основе современных достижений науки и техники с учетом международных правил и стандартов в области охраны окружающей среды.

Нормирование в области охраны окружающей среды осуществляется в порядке, установленном Правительством Российской Федерации» [1].

4. Биологические эффекты ионизирующего излучения

Ионизирующее излучение оказывает сложное и разноплановое воздействие на живые организмы. Ионизирующая радиация обладает высокой проникающей способностью в биологических тканях, при этом фотоны излучения поглощаются атомами и молекулами независимо от их локализации в клетках; альфа- и бета-частицы, имея меньший пробег в тканях (до 0,1 мм и 10 см соответственно), дают большую плотность ионизации по пути движения частиц. Кроме прямого действия частиц, выражающегося в повреждении чувствительных структур клеток, в частности генетического материала, имеет место также косвенное воздействие радиации, связанное с образованием радиотоксинов — заряженных ионов, радикалов, высокоактивных веществ перекисного типа. При накоплении радиотоксинов в клетках изменяется проницаемость клеточных стенок, нарушается проводимость нервных волокон, смещается естественный ход биохимических и физиологических процессов в организме.

Разные виды организмов весьма сильно отличаются по степени устойчивости к воздействию ионизирующей радиации. Для определения радиочувствительности используются различные биологические тесты: нарушения в синтезе ДНК, задержка деления клеток, образование хромосомных aberrаций, угнетение роста, снижение активности иммунной системы, гибель клеток или организмов и др. Наибольшее распространение получило использование в качестве критерия радиочувствительности дозы облучения, вызывающей определенную процент гибели (например, 50%) облучаемых объектов, так называемой величины LD_{50} . Приблизительные уровни острого облучения, вызывающие летальные исходы (LD_{50}) у различных групп организмов, показаны на **рис. 1**.

Просматривается тенденция увеличения радиочувствительности организмов при возрастании сложности организации и эволюционного уровня развития. Наименее чувствительными формами являются вирусы, бактерии и простейшие одноклеточные. При переходе к многоклеточным растениям радиочувствительность возрастает практически на порядок. Она повышается для беспозвоночных и достигает максимальных величин у позвоночных животных. Особенно чувствительны к облучению млекопитающие, включая человека. Весь интервал уровней облучения от очень малых доз до летальных можно приблизительно разделить на три зоны, в которых эффекты облучения имеют не только количественные, но и качественные отличия. Зависимость между дозой облучения и биологическим эффектом хорошо изучена только для области достаточно больших доз.

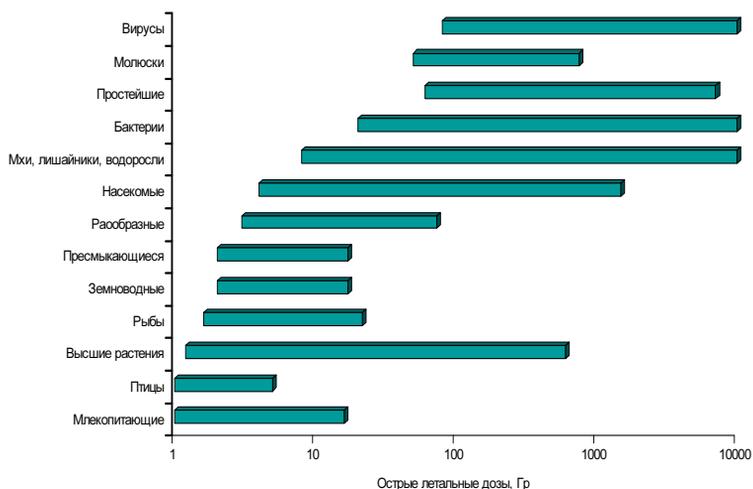


Рис. 1. Приблизительные диапазоны острых летальных доз для различных групп организмов [8]

Если облучению подвергаются отдельные химические вещества, например, ферменты, или неметаболизирующие объекты (вирусы, сухие семена), кривые выживания демонстрируют экспоненциальный рост смертности при увеличении дозы. При облучении целостных живых клеток, тканей или организмов на кривых выживания наблюдается «начальное плечо», т. е. при более низких дозах повреждающее действие радиации компенсируется.

В реакции клеток на облучение задействованы сложные системы репарации повреждений, управляемые ферментами и некоторыми химическими веществами-медиаторами. Эта система позволяет до определенного предела поддерживать жизнеспособность организмов, несмотря на увеличение дозы. Защитную роль против радиотоксинов, образующихся в тканях, играет также иммунная система.

Возможности механизмов репарации особенно отчетливо проявляются в области малых доз облучения, сравнимых с фоновыми уровнями или несколько их превышающих.

Представление о механизме появления стимулирующих объектов у организмов при облучении в малых дозах может быть сформулировано следующим образом. В области доз, близких к фоновым, при увеличении мощности дозы происходит активизация (включение) систем репарации, при этом снижается количество имеющихся генетических и соматических нарушений, в том числе и тех, которые существовали до облучения, и положительный эффект может превышать повреждающее действие радиации. На следующем участке дозовых нагрузок репарационные системы

работают с полной эффективностью, наблюдается «плечо» в кривых выживания. Дальнейшее увеличение облучения приводит к перегрузке и срыву работы защитных механизмов, резко снижается устойчивость не только к радиации, но и к другим повреждающим факторам, возникает ряд побочных заболеваний. Состояние защитных систем у различных особей одного вида может различаться и зависит от роста, пола, физического состояния и генотипа. Так, понижена сопротивляемость у молодых и старых особей.

5. Дозиметрические характеристики ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu

При решении практических задач наибольший интерес представляют такие радиологически опасные радионуклиды, как ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu , в отношении которых будут проводиться дальнейшие расчеты и оценки. Эти радионуклиды достаточно хорошо изучены (поведение в окружающей среде, дозиметрические модели и пр.), поэтому они взяты в качестве реперных, хотя, вообще говоря, оценки и выводы в данной статье распространяются и на любые другие радионуклиды. Ниже даны основные дозиметрические характеристики этих радионуклидов.

^{90}Sr ($T_{1/2} = 29,12$ лет). Уровни усвоения в желудочно-кишечном тракте зависят от физико-химической формы нуклида и колеблются от 5 до 100%. Хорошо всасывается в легкие. Избирательно накапливается в скелете, особенно на участках костей, обладающих наибольшими зонами роста. В мягких тканях задерживается менее 1% стронция. Период полувыведения из мягких тканей составляет 30—50 сут. Является чистым бета-излучателем.

^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ лет). Радионуклиды цезия при любом поступлении в организм хорошо усваиваются. Всасывание в желудочно-кишечный тракт достигает 100%, далее радионуклид равномерно распределяется по органам и тканям. Период полувыведения — 70 сут. ^{137}Cs является бета- и альфа-излучателем.

^{239}Pu ($T_{1/2} = 24\ 065$ лет). Особо опасен при ингаляционном поступлении. Микрочастицы плутония задерживаются в легких при дыхании, нерастворимые соединения не всасываются в желудочно-кишечный тракт, однако в составе пищи плутоний может частично усваиваться. Из организма выводится плохо. Является жестким альфа-излучателем.

Основные характеристики указанных радионуклидов, используемые в дальнейшем, приведены в табл. 1.

Таблица 1. Основные характеристики радионуклидов

Радионуклид	Уровень вмешательства (УВ), Бк/кг	Критическая группа (КГ) *	Дозовый коэффициент $\epsilon_{\text{НАС}}^{\text{ПИЩ}}$, Зв/Бк	Предел годового поступления ПГП $\epsilon_{\text{НАС}}^{\text{ПИЩ}}$, Бк/год	Энергия на распад E_X^{CP} , Мэв/расп.
^{137}Cs	11	#6	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$7,7 \cdot 10^4$	$E_{\beta}^{\text{CP}} = 0,18$ $E_{\gamma} = 0,66$
^{90}Sr	5	#5	$8,0 \cdot 10^{-8}$	$1,3 \cdot 10^4$	$E_{\beta}^{\text{CP}} = 1,13$
^{239}Pu	0,56	#2	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$2,4 \cdot 10^3$	$E_{\alpha}^{\text{CP}} = 5,15$

* Обозначение критических групп: #6 — взрослые (старше 17 лет); #5 — дети в возрасте 12—17 лет; #2 — дети в возрасте 1—2 года.

Примечание. УВ — рассчитаны для критической группы «Взрослые» из дозовой квоты на питьевое водоснабжение, равной $0,1 \text{ м}^3/\text{год}$; пределы годового поступления рассчитаны для критических групп населения при поступлении радионуклидов в организм с пищей, исходя из дозы, равной пределу дозы, — $1 \text{ м}^3/\text{год}$.

6. Анализ понятия «риск»

В литературе можно выделить два основных подхода в определении риска. В первом делается акцент на вероятностный характер изучаемого процесса и недостаток информации у субъекта об исследуемом объекте. В рамках этого подхода риск — это достоверность оценки вредного воздействия на человека или окружающую среду, т. е. характеристика взаимодействия объекта и субъекта. Здесь объект — это информационные материалы по предполагаемому воздействию, субъект — организации, проводящие оценку. В соответствии с этим определением риск измеряется вероятностью вредного воздействия на природную среду или человека. Н. Ф. Реймерс, придерживаясь этого определения, дал следующую классификацию рисков [21]:

- *Технико-экономический и технологический риск.* Технико-экономический риск — это вероятность смены тенденций развития или революционных технологий. Технологический риск — это степень надежности технологий, их безаварийность.
- *Экологический риск* — это вероятность неблагоприятных для экологических ресурсов последствий любых (преднамеренных или случайных, постепенных и катастрофических) антропогенных изменений природных объектов и факторов. Экологический риск подразделяется на риск

от перманентных экологических последствий и риск природных катастроф. Сюда же отнесен риск заболеваний человека, состоящий из профессионального риска и риска, связанного с повседневной жизнью в данной местности.

- *Социальный риск* — это возможность или невозможность социальной адаптации. Например, нет желания жить вблизи АЭС (радиофобия) или вблизи опасного химического производства. Социальный риск тесно связан с технологическим риском. Ненадежные технологии могут быть начисто отвергнуты населением — такова судьба АЭС в Швейцарии, Австрии и других странах.
- *Риск социальной несовместимости* (эстетическая, религиозная культура и т. д.) определяется степенью воздействия через социально-психологические механизмы соответствия этническому стереотипу, национальным ценностным установкам.

Второй подход в определении риска включает не только вероятностный характер процесса оценивания воздействия, связанный как с недостатком информации, так и со случайной природой самого воздействия, но и степень негативности при наступлении опасного события и с этой точки зрения является более конструктивным.

В рамках этого подхода У. Д. Роу еще в 1977 г. определил риск как «вероятностные потери», которые могут быть установлены путем умножения вероятности негативного события на величину возможного ущерба от него. Ущерб выражается либо в денежных единицах, либо количестве пострадавших, погибших.

7. Концепция беспороговой линейной зависимости «доза — эффект»

Концепция риска в случае радиационных воздействий на человека достаточно хорошо разработана вплоть до количественного определения риска в нормативных документах. При этом в основу положена гипотеза о *беспороговом действии радиации*. Несколько слов для пояснения выбора этой гипотезы. Современные средства не позволяют обнаружить неблагоприятные соматические сдвиги при облучении малыми и сверхмалыми дозами. О соматико-стохастических и генетических последствиях этого сказать нельзя. В настоящее время (хотя и проведено огромное количество исследований) нет прямых доказательств, что их нет, но и отсутствуют обратные доказательства. Полагают, что при малых и сверхмалых дозах вероятность как соматико-стохастических, так и генетических эффектов настолько мала, что их нельзя обнаружить на фоне естественных (спонтанных) эффектов злокачественных новообразований или генетических повреждений

или на фоне этих же эффектов, обусловленных другими вредными для человека факторами. В то же время в экспериментах на клеточном и молекулярном уровне обнаружено, что малые и сверхмалые дозы могут вызывать нарушения некоторых наследственных механизмов. Это же следует из современных теоретических представлений о раковых заболеваниях и генетических нарушениях. Поэтому специалистами была предложена гипотеза об отсутствии дозового порога стохастических эффектов облучения и о линейной зависимости эффекта от дозы при любом ее значении, в том числе малом и сверхмалом, хотя многие считают, что порог должен быть, т. е. должно существовать такое значение дозы индивидуального облучения, ниже которой никаких неблагоприятных последствий для организма не существует, но установить это однозначно, доказать прямыми наблюдениями нельзя. Эта гипотеза стала официальной концепцией: концепцией беспороговой линейной зависимости «доза — эффект», и именно она используется при оценках радиационных воздействий на человека.

Эта концепция принята Научным комитетом по действию атомной радиации ООН, Международной комиссией по радиологической защите (МКРЗ), национальными комиссиями всех стран, развивающих ядерную энергетику.

8. Подходы к нормированию воздействий вредных антропогенных факторов

Хронология развития научных идей и их практической реализации в области радиационной защиты человека и окружающей среды в научно-практическом разрезе должна анализироваться с начала XX в. — практически с момента обнаружения и начала изучения эффектов «Х-лучей». В начале прошлого столетия обеспечение радиационной защиты касалось лишь узкого круга специалистов, занятых изучением явлений радиоактивности и подвергающихся облучению. К ним вскоре присоединились медики-радиологи (а также их пациенты, для которых были применены диагностика и лечение с помощью радиоизотопов и источников ионизирующих излучений). С зарождением и развитием атомной промышленности и ядерной энергетики появился контингент профессионально облучаемых людей и, что особенно важно, контингент лиц, облучение которых связано с проживанием вблизи предприятий атомной отрасли.

Развитие производственных сил, промышленности, энергетики, сельского хозяйства, направленное на удовлетворение потребностей людей в энергии, тепле, продуктах промышленного производства и продуктах питания с каждым днем приобретает все более угрожающее значение для здоровья и жизни человеческой популяции. Техногенное загрязнение окружающей человека природной среды стало настолько значимым фактором воздей-

ствия на здоровье и жизненные функции населения, на состояние самого природного окружения, что только принятие неотложных мер по защите природы, человеческого общества может сохранить жизнь на планете, обеспечит процветание человеческой популяции в процветающей окружающей среде. Осознание этого — обязательное условие устойчивого развития общества и цивилизации.

В середине XX в. после глобального радиоактивного загрязнения биосферы Земли в результате ядерных испытаний и применения ядерного оружия встал вопрос о последствиях облучения для всего человечества. В 1950—1960-х годах человек столкнулся с радиационным поражением природы (в месте радиационной аварии на Южном Урале в 1957 г. и на ядерных полигонах). Наконец, в последние 15—20 лет (особенно после чернобыльской катастрофы) проблема радиационной защиты сделала еще один виток — получила права точка зрения о необходимости радиационной защиты собственно окружающей среды (точнее, биоты, т. е. живой составляющей биосферы). Это стало следствием признания того, что выживание и существование человека поставлены в прямую зависимость от сохранения самой окружающей среды от последствий усиливающегося техногенеза. В отношении действия ионизирующих излучений речь идет о росте радиационного фона Земли за счет техногенного компонента.

Созданная в 1928 г. МКРЗ играла и продолжает играть ведущую роль в формировании политики и стратегии в области радиационной защиты человека. За три четверти века комиссия создала и постоянно совершенствует философию и стратегию радиационной защиты человека, которые фактически приняты и реализованы при обеспечении радиационной безопасности в ядерной энергетике и атомной промышленности различных стран. Итоги работы МКРЗ постоянно излагаются в ее публикациях (к настоящему времени их число достигло 88). Рекомендации МКРЗ, в деятельности которой принимали и принимают участие видные отечественные ученые и специалисты, легли в основу национальных нормативов в области обеспечения радиационной безопасности. Высокий авторитет МКРЗ и ее опыт в разработке основополагающих принципов охраны здоровья человека от воздействия ионизирующих излучений дали возможность сформулировать базовый постулат в области радиационной защиты биоты, так называемый гигиенический (антропоцентрический) принцип обеспечения радиационной безопасности окружающей среды: «...Комиссия полагает, что стандарты контроля окружающей среды, необходимые для обеспечения защиты человека в такой степени, в которой это в настоящее время считается желательным, обеспечат защиту других видов живых организмов. В некоторых случаях отдельным представителям других видов живых организмов (не человека) может быть нанесен урон, однако он будет не в такой степени, чтобы представлять угрозу какому-

либо виду организмов в целом или привести к нарушению баланса между разными видами живых организмов». Это принципиальная формулировка, эквивалентная часто употребляемому выражению: «если радиационными стандартами защищен человек, то в этих случаях автоматически оказывается защищенной от воздействия ионизирующих излучений и природа (биота)».

Концептуальный подход МКРЗ основан на нескольких базовых принципах. Во-первых, человек является одним из самых радиочувствительных организмов в биосфере (по радиочувствительности к нему близки млекопитающие — важная компонента многих экосистем). Радиорезистентность многих видов животных выше, чем человека, в несколько раз, абсолютного большинства высших растений — в десять и больше раз, а низших организмов — в тысячи раз и выше. В целом чем древнее вид живого организма, тем меньше его радиочувствительность. Из этого правила, однако, есть важные с точки зрения радиационной защиты окружающей среды исключения. Так, по радиочувствительности голосеменные древесные растения (например, виды сосны *Pinus*) достаточно близки к радиостойкости человека, хотя голосеменные филогенетически относительно более древний вид в эволюции биоты, чем человек. Во-вторых, радиационными регламентами для допустимых доз облучения человека предусматриваются достаточно большие коэффициенты запаса. Так, максимальная допустимая доза облучения человека, по современным воззрениям МКРЗ, составляет 1 мЗв/год (хронический режим облучения), тогда как летальная доза острого облучения для человека равна около 6—8 Гр. Наконец, в-третьих, охрана здоровья человека (в том числе и при воздействии ионизирующих излучений) относится к одним из высших приоритетов.

Таким образом, идея МКРЗ с точки зрения допустимого воздействия ионизирующих излучений на человека и биоту выглядит так: если здоров человек, то и благополучие биоты в окружающей среде не должно вызывать опасений. Нельзя недооценивать большое значение этой формулировки, сыгравшей и продолжающей играть важную роль в обеспечении радиационной безопасности человека и окружающей среды в течение более четверти века. Этот постулат вошел в законодательные базы и документы многих стран, достаточно надежно гарантируя радиационную безопасность человека и природной среды при развитии ядерной энергетики (или, говоря шире, при увеличении радиационного фона Земли) [3].

Разработанные санитарно-гигиенические нормативы воздействия вредных (опасных) для здоровья людей техногенных факторов (химических токсиантов, ионизирующего излучения, шума, вибрации и др.) при правильных применениях их в тех или иных условиях воздействия этих факторов на человека обеспечивают безопасность каждого из индивидуумов человеческой популяции. Это, правда, не означает, что в санитарно-гигиеническом норми-

ровании антропогенных воздействий на человека решены все задачи. Если даже не иметь в виду, что еще далеко не для всех токсикантов имеются нормативы на концентрацию, например в атмосферном воздухе, воде, продуктах питания, на предельное годовое поступление в организм человека, что санитарно-гигиеническая наука не поспевает с разработкой этих нормативов за химической наукой, синтезирующей все новые и новые, в том числе опасные для человека вещества, еще далеко не решена задача нормирования одновременного воздействия на человека разноприродных опасных факторов, например, одного, двух или нескольких химических токсикантов и ионизирующего излучения. При одновременном воздействии химических токсикантов и ионизирующего излучения должны быть установлены эквиваленты, например концентрации того или иного токсиканта и мощности дозы ионизирующего излучения. Располагая такими данными можно учитывать эффект суммации воздействий и определять допустимый уровень воздействия разноприродных факторов, т. е. нормировать воздействия в часто случающихся на практике ситуациях. Не исключено, что воздействие химических поллютантов и одновременно других опасных для человека факторов приведет к синергетическим эффектам. Тогда санитарно-гигиеническая наука должна это определить, найти параметры синергизма, установить допустимые «силы» вредных факторов, при синергизме которых не создавалось бы опасности для человека.

По-видимому, в санитарно-гигиеническом нормировании воздействий вредных антропогенных факторов есть и другие задачи. Однако как результаты уже решенных санитарно-гигиенической наукой задач, так результаты, которые будут получены в будущем, предназначены для человека. Попытки воспользоваться санитарно-гигиеническими нормативами для защиты природных комплексов не приводят к требуемому результату. Можно привести многочисленные примеры, когда безопасные (во всяком случае, допустимые) для человека концентрации химических веществ в атмосферном воздухе оказываются далеко не безопасными для экосистем. Классический пример такой ситуации — диоксид серы. Можно назвать и целый ряд других химических соединений, более опасных для отдельных видов растительности или экосистем в целом, чем для человека. Есть еще один аспект, исключающий санитарно-гигиенический подход (установление предельно допустимых концентраций химических веществ в средах, из которых они попадают в организм человека, предельно допустимых поступлений опасных веществ в организм человека, предельно допустимой дозы ионизирующего излучения, предельных уровней воздействия других опасных факторов) к решению проблемы защиты природных комплексов. Это многокомпонентность воздействий на природные комплексы, а также трансформация химических форм химических веществ, поступивших в природную среду, эффекты аккумуляции и транслокации химических и радиоактивных веществ в экосистемах, эффекты кумулятивного действия

некоторых из них. И наконец, последнее, что следует отметить: при использовании санитарно-гигиенических нормативов при многокомпонентных выбросах или сбросах поллютантов приходится контролировать поступление в атмосферу или воду каждого компонента отдельно. Во-первых, это сложно и трудоемко, во-вторых (и это главное), полученный результат нельзя непосредственно применить для оценки токсичности поступивших в наземную или водную экосистему смеси поллютантов: ее компонентный состав может измениться при переносе от источника к отдельным компонентам экосистемы, например из-за различия коэффициентов накопления различных поллютантов растениями или из-за различия коэффициентов распределения поллютантов между разными средами окружающей среды в целом. Информация о составе выброса, его мощности при большом количестве компонентов в нем не позволяет однозначно установить долгосрочные кумулятивные вторичные эффекты. Поэтому даже когда мощность выброса, его состав проконтролированы и установлено, например, что они не превышают предельно допустимых значений, этого оказывается недостаточно для охраны существующего состояния экосистемы. Иными словами, приспособленная для одних целей система санитарно-гигиенического нормирования воздействий вредных антропогенных факторов непригодна для решения других задач, достижения других целей. Естественно, не исключены случаи, когда какой-либо норматив воздействия, установленный санитарно-гигиенической наукой, оказывается достаточным, чтобы это воздействие, не превышающее нормативов, не привело к отрицательным последствиям для биогеоценоза. Однако это именно случаи, а не правила, и связаны оно лишь с особенностями воздействия либо с особенностями нормирования.

Коль скоро понятно, что существующее санитарно-гигиеническое нормирование не решит задачи сохранности в должном состоянии природного окружения человека, должны быть предложены и разработаны другие нормативы или способы, цель которых — охрана природы. Это экологические нормативы антропогенных воздействий. Экологический норматив в нашем представлении — показатель допустимого изменения состояния экосистемы [4]. Его соблюдение должно обеспечивать нормальную жизнедеятельность нынешнего природного окружения человека, но это лишь первый шаг. Поскольку задача сохранения и, возможно, восстановления здоровой среды для жизни человека в перспективе должна решаться путем оптимизации отношений хозяйственной деятельности общества с природой, т. е. управлением техногенно-природной (естественной) системой «антропогенный объект — общество — природное окружение», экологических нормативов и их соблюдения недостаточно.

Применение экологического принципа для нормирования радиационного воздействия имеет большую историю, начало которой было положено тру-

дами В. И. Вернадского и Н. В. Тимофеева-Ресовского [15]. В определенном смысле санитарно-гигиенический принцип нормирования является следствием и обобщением исследований в области воздействия ионизирующего излучения на живые организмы. Непосредственно в области экологического нормирования важные результаты получены Г. Г. Поликарповым, который предложил общую концептуальную модель действия долгосрочного (хронического) облучения ионизирующей радиации во всем диапазоне существующих и возможных мощностей доз на все уровни организации живой природы (организмы, популяции, сообщества, экосистемы, биосферу), основанную на учете изменений в наиболее радиочувствительных структурах и функциях живых организмов и надорганизменных систем [16]. Она включает в себя зоны мощностей доз ионизирующих излучений в окружающей среде и наблюдаемую чувствительность к ним на организменном и экосистемном уровнях. Эта модель содержит следующие зоны: зону неопределенности (ниже наименьшего уровня естественного фона ионизирующих излучений), зону радиационного благополучия (диапазон уровней естественного фона ионизирующей радиации), зону физиологической маскировки (0,005—0,1 Гр/год или Зв/год), зону экологической маскировки (0,1—0,4 Гр/год или Зв/год), зону поражения сообществ и экосистем (\gg 0,4 Гр/год или Зв/год), радиационный порог гибели биосферы (\gg МГр/год или МЗв/год) [16].

Необходимость экологического нормирования антропогенных воздействий на биогеоценозы не вызывает сомнений. Должна ли быть экологическая норма (допустимых, опасных для биогеоценоза) антропогенных воздействий показателем допустимого изменения состояния биогеоценоза или для экологического нормирования следует воспользоваться какой-то другой концепцией, другим исходным положением? В истории этого вопроса были разные периоды и, соответственно разные концепции. Предполагалось экологическим нормированием антропогенных воздействий заменить санитарно-гигиеническое, исходя из того, что экологическое нормирование более жесткое и в то же время более гибкое, и это не только обеспечит защиту биогеоценозов и человека от опасных воздействий, но и позволит учесть условия применения экологических нормативов, создаст предпосылки для управления системой «антропогенный объект — общество — природное окружение».

Предлагалось также объединить экологическое и санитарно-гигиеническое нормирование в единую систему, в основу которой положить концепцию санитарно-гигиенического нормирования — установление предельно допустимых концентрация (ПДК) токсикантов в различных средах, значения которых являются наименьшими из полученных в результате экологического и санитарно-гигиенического нормирования. Предлагался подход к установлению экологических норм: ПДК токсикантов, но не для

человека, а для других биообъектов, в частности, для лесов. Все эти подходы (кроме упомянутого первым) предназначены защищать биообъекты — экосистемы, например, только от опасных для них химических веществ. А как быть, если экосистема подвергается воздействию сразу нескольких разноприродных опасных (потенциально опасных) факторов? Что такое экологический норматив, например, для региона АЭС, являющейся источником четырех видов загрязнителей? Упомянутые предложения ясного ответа на этот вопрос не дают. Экологический норматив воздействия со стороны источника на биогеоценозы региона, т. е. предельно допустимая экологическая нагрузка (ПДЭН) «определяет кратность снижения выбросов данного источника до такого уровня, при котором параметры экосистем не будут отличаться от фоновых значений на всем пространстве возле этого источника». Е. Л. Воробейчик с соавторами в [22] отмечают, что «получение норматива, определяющего кратность снижения выбросов, значительно более реалистичный путь, чем нормирование абсолютных величин концентраций отдельных токсикантов». Экологический норматив опасных воздействий на биогеоценозы в такой его интерпретации они предлагают определять для конкретного производства в конкретном регионе, проводя наблюдения за состоянием биогеоценоза на 20—25 полигонах (естественно, однотипных и расположенных в одинаковых ландшафтных условиях), выбранных на разных расстояниях от источника загрязнителей. Результаты наблюдений за состоянием биогеоценозов обрабатываются в зависимости «доза — эффект», где «доза», например, количество загрязнителя, поступающего на полигон, а «эффект» — некоторый параметр, характеризующий состояние биогеоценоза. Доза, пересчитанная в кратность снижения мощности выброса, при которой эффект резко изменяет значение, и есть ПДЭН. Монография [22], по мнению профессора Ю. А. Егорова, — единственная работа, в которой авторы попробовали определить ПДЭН для региона медеплавильного завода на Урале, и нашли ее конкретное значение.

В условиях, когда ясно, что санитарно-гигиенические нормативы опасных воздействий, предназначенные для защиты от них человека, не могут при их соблюдении обеспечить безопасность природного окружения человека, а экологических нормативов, адресованных этому природному окружению нет, общество должно изменить стратегию удовлетворения своих потребностей: сооружать и эксплуатировать только экологически безопасные промышленные и энергетические предприятия, сельскохозяйственные, транспортные объекты, любые другие объекты и предприятия, способные оказывать воздействия на природные комплексы, среду обитания человека с негативными последствиями [4].

В последние десять-пятнадцать лет наряду с санитарно-гигиенической концепцией, которую также можно назвать антропоцентрической (человек при-

знается главным или, более того, единственным объектом анализа радиационного воздействия, а следовательно, природная среда рассматривается лишь в разрезе ее влияния на человека), получили распространение биоцентрическая и экоцентрическая стратегии радиационной защиты человека и окружающей среды. В первой из них анализируется воздействие ионизирующих излучений на отдельных специально выбранных представителей биоты (кроме человека), во второй изучается радиационное влияние на всю окружающую среду. Высказывается мнение, что антропоцентрическая концепция МКРЗ уже не может удовлетворить современным требованиям в области защиты от техногенных (в данном случае радиационных) воздействий. Немалое значение в области охраны окружающей среды помимо собственно радиологических факторов придается этической стороне проблемы: не может быть оправдан постулат, согласно которому удовлетворение потребностей человека рассматриваются как привилегированные атрибуты его как составной части окружающей среды.

В качестве доказательств недостаточности (иногда выражаются и более жестко — неверности) санитарно-гигиенического принципа МКРЗ приводят три аргумента. Во-первых, реально существуют ситуации, когда в окружающей среде человек отсутствует, а источник облучения воздействует на биоту (например, в местах глубинного захоронения радиоактивных отходов в морях и океанах или в хранилищах радиоактивных отходов, которые сооружают в максимальной изоляции мест обитания человека). Во-вторых, есть ситуации, когда пребывание человека на отдельной территории из-за высокого радиационного фона исключено, а вопросы радиационной защиты окружающей среды требуют решения. В качестве примеров в России можно привести Восточно-Уральский государственный заповедник (головная часть Восточно-Уральского радиоактивного следа с наиболее высокими уровнями загрязнения), в СНГ — 30-километровую зону Чернобыльской АЭС, а также часть районов в России (Брянская область) — зону отчуждения после аварии. Для 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС проблема радиационной защиты природы тесно слилась с решением общих вопросов обращения с этой уникальной в радиационном отношении территорией. Наконец, в-третьих, обоснованность постулата МКРЗ требует анализа с учетом того, что в одной и той же экосистеме человек и представители биоты могут облучаться в разных дозах, причем в большинстве случаев поглощенные дозы у представителей биоты будут выше (часто весьма значительно), чем у человека. Это положение называется неэквидозным облучением человека и биоты. Указанная особенность сравнительного воздействия ионизирующих излучений на человека и биоту на загрязненных радионуклидами территориях впервые в мировой литературе была отмечена и количественно оценена отечественными радиэкологами [3]. Так, для аварии на Южном Урале и в Чернобыле дозы облучения у широкого круга представителей биоты в несколько раз (в пределе — более чем в сто раз) выше, чем проживающего в этой среде человека. В последние годы

И. И. Крышев рассчитал реконструкционным путем соотношение доз облучения биоты и человека для радиоактивных сбросов в реку Течу в 1949—1951 гг. от предприятия «Маяк». Согласно расчетным оценкам дозы облучения речной биоты в районе Течи были выше в 1950—1951 гг. — в 100—300 раз, в 1992 г. — в 20—100 раз. Мощность дозы облучения рыб в 1950—1951 гг. составляла в среднем 0,03 Гр/сут, водорослей — 0,1 Гр/сут. В СНГ одни из первых работ по применению принципов нормирования радиационного воздействия на биоту принадлежат Г. Г. Поликарпову.

В *экоцентрическом* подходе к радиационной защите, учитывая исключительное разнообразие представителей биоты на Земле, основополагающее значение имеет развитый в трудах Дж. Пенритта и Д. Вудхеда «принцип референтности в выборе представительных видов флоры и фауны, подборе дозовых моделей, выборе типичных геометрий облучения живых организмов в среде их обитания». Используя такие «референтные наборы» живых организмов, моделей метаболизма в них радионуклидов, дозиметрических моделей, можно с достаточной достоверностью описать ответные реакции на облучение «коллективных» представительных групп живых организмов. При выборе референтных представителей биоты и референтных наборов данных, конечно, предпочтение должно быть отдано тем представителям биоты, относительно которых собрана наиболее детальная радиобиологическая и радиоэкологическая информация.

При обосновании и разработке принципа радиационной защиты, если будет теоретически и практически обоснована необходимость его практического использования, узловыми проблемами должны быть следующие [3]:

- уточнение величин относительной биологической эффективности для представителей флоры и фауны, введение дозиметрических единиц, эквивалентных и эффективных поглощенных доз для растений и животных;
- выбор референтных представителей флоры и фауны;
- определение конечных эффектов действия ионизирующих излучений на растения и животных, которые можно использовать в качестве интегральных критериев радиационной защиты природы;
- установление зависимостей «доза — эффект» для референтных представителей флоры и фауны;
- определение роли уровня радиационных эффектов при охране биоты (индивидуального, популяционного, экосистемно-биогеоценотического);
- установление дозовых пределов облучения биоты.

В последние годы значительное внимание вопросам радиационной защиты уделяет Научный комитет по действию атомной радиации ООН и МАГАТЭ.

Если антропоцентрическая парадигма в отношении радиационной защиты окружающей среды будет сменена на экоцентрическую (а необходимость и обоснованность этого шага требует очень тщательного анализа), то про-

изойдут существенные перемены во всей системе радиационного мониторинга окружающей среды, здоровья человека и принятия решений. В частности, в первую очередь придется отказаться от тезиса, согласно которому в настоящее время можно ограничиться анализом миграции радионуклидов в окружающей среде с целью минимизации дозовых воздействий только на человека [3].

В данной работе анализируется вопрос: каковы дозы на представителей водных экосистем, если соблюдается регламент облучения (дозовая квота от предела дозы) критических групп населения при различных вариантах использования водного объекта?

9. Методика проведения расчетов. Оценки доз на гидробионты при различном использовании водных объектов

9.1. Список обозначений

- V — потребление питьевой воды, кг/год;
- $E_{X_i}^{CP}$ — средняя энергия x -частиц (α , β , γ ¹²) i -го радионуклида, Мэв/расп.;
- $УВ_i$ — уровень вмешательства i -го радионуклида, Бк/кг;
- ε — коэффициент пересчета, равный $1,6 \cdot 10^{-13}$ Дж/Мэв;
- τ — коэффициент пересчета, равный $3,15 \cdot 10^7$ с/год;
- ρ — плотность воды, кг/м³;
- ПГП* — предел годового поступления радионуклидов в организм человека, рассчитанный для взрослого человека, Бк/год
($ПГП_i^* = V УВ_i$)¹³;
- M_p — потребление рыбы, кг/год;
- $M_{ов}$ — потребление овощей, кг/год;

¹² Для гамма-излучателей — энергия гамма-квантов, характеризующая линию данного перехода, умноженная на квантовый выход этой линии.

¹³ Естественно, что ПГП* больше или равно значений 0,1 ПГП (ПГП приведены в НРБ-99 для критических групп населения — см. табл. 1). Однако эта замена (ПГП на 0,1 ПГП*) позволяет рассчитать консервативные (завышенные) уровни радиационных факторов в водной среде. Коэффициент 0,1 необходим для учета дозовой квоты, выделяемой на питьевое водоснабжение.

- $M_{\text{МВ}}$ — потребление мяса при водопое скота, кг/год;
- $M_{\text{Мо}}$ — потребление мяса при выпасе скота на орошаемых территориях, кг/год;
- $M_{\text{Мол в}}$ — потребление молока при водопое скота, кг/год;
- $M_{\text{Мол о}}$ — потребление молока при выпасе скота на орошаемых территориях, кг/год;
- $K_{\text{н(п)in}}$ — коэффициент накопления (перехода) i -го радионуклида из воды в n -м компоненте водной среды, м³/кг¹⁴;
- $K_{\text{ПВ}}^{\text{P}}$ — коэффициент накопления i -го радионуклида в рыбе при поступлении данного радионуклида в организм рыбы из воды, м³/кг;
- $K_{\text{ПВ}i}^{\text{M}}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида из воды в мясо при водопое скота, м³/кг;
- $K_{\text{ПО}i}^{\text{M}}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида из воды в мясо при выпасе скота на орошаемых территориях, м³/кг;
- $K_{\text{П}i}^{\text{OB}}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в овощи, м³/кг;
- $K_{\text{ПВ}i}^{\text{MO}}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида из воды в молоко при водопое скота, м³/кг;
- $K_{\text{ПО}i}^{\text{MO}}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида из воды в молоко при выпасе скота на орошаемых территориях, м³/кг;
- $K_{\text{ндoi}}$ — коэффициент накопления i -го радионуклида в донных отложениях, м³/кг;
- $K_{\text{нрdoi}}$ — коэффициент накопления i -го радионуклида в рыбе при поступлении данного радионуклида в организм рыбы из донных отложений, кг/кг;
- A_{nij} — удельная активность i -го радионуклида в n -м компоненте водной среды (n — вода, рыба, донные отложения, мясо, молоко, овощи), в j -м варианте водопользования ($j = 1$ — питьевое водоснабжение, $j = 2$ — рыбохозяйственное использование, $j = 3$ — сельскохозяйственное использование, $j = 4$ — комплексное использование), в данном случае i — ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu, Бк/кг;

¹⁴ При расчете удельной активности, если коэффициент накопления (перехода) имеет размерность м³/кг, ее (размерность) необходимо перевести в л/кг для соблюдения размерности удельной активности (Бк/кг). Для этого коэффициент накопления (перехода) необходимо умножить на 10³.

- A_{vij} — удельная активность i -го радионуклида в воде в j -м варианте водопользования, Бк/кг;
- $A_{вкij}$ — удельная активность i -го радионуклида в воде при комплексном использовании воды в j -м варианте водопользования, Бк/кг;
- $A_{врij}$ — удельная активность i -го радионуклида в воде при рыбохозяйственном использовании воды в j -м варианте водопользования, Бк/кг;
- $A_{рвij}$ — удельная активность i -го радионуклида в рыбе по отношению к воде в j -м варианте водопользования, Бк/кг;
- $A_{доij}$ — удельная активность i -го радионуклида в донных отложениях в j -м варианте водопользования, Бк/кг;
- $A_{рдоij}$ — удельная активность i -го радионуклида в рыбе по отношению к донным отложениям в j -м варианте водопользования, Бк/кг;
- $A_{моvij}$ — удельная активность i -го радионуклида в молоке при водопое скота в j -м варианте водопользования, Бк/кг;
- $A_{мооij}$ — удельная активность i -го радионуклида в молоке при выпасе скота на орошаемых пастбищах в j -м варианте водопользования, Бк/кг;
- $A_{овij}$ — удельная активность i -го радионуклида в овощах в j -м варианте водопользования, Бк/кг;
- $A_{мvij}$ — удельная активность i -го радионуклида в мясе при водопое скота, Бк/кг, в j -м варианте водопользования;
- $A_{моij}$ — удельная активность i -го радионуклида в мясе при выпасе скота на орошаемых пастбищах, Бк/кг;
- P_{xij} — годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в j -м варианте водопользования, где $x = \alpha, \beta, \gamma$, мГр/год;
- P_{xvij} — годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в воде в j -м варианте водопользования, мГр/год;
- $P_{хрvij}$ — годовая поглощенная доза внутреннего облучения рыбы от i -го радионуклида при его накоплении в рыбе из воды в j -м варианте водопользования, мГр/год;
- $P_{хдоij}$ — годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в донных отложениях в j -м варианте водопользования, мГр/год;
- $P_{хиij}$ — годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в икринке в j -м варианте водопользования, мГр/год;

$P_{\text{хрдо}ij}$ — годовая поглощенная доза внутреннего облучения рыбы от i -го радионуклида при его накоплении в рыбе из донных отложений в j -м варианте водопользования, мГр/год;

$P_{\text{хмов}ij}$ — годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в молоке при водопое скота, в j -м варианте водопользования, мГр/год;

$P_{\text{хмоо}i}$ — годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в молоке при выпасе скота на орошаемых пастбищах в j -м варианте водопользования, мГр/год;

$P_{\text{хов}ij}$ — годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в овощах в j -м варианте водопользования, мГр/год;

$P_{\text{хмв}ij}$ — годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в мясе при водопое скота в j -м варианте водопользования, мГр/год;

$P_{\text{хмо}ij}$ — годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в мясе при выпасе скота на орошаемых пастбищах в j -м варианте водопользования, мГр/год.

Значения некоторых характерных для данных радионуклидов величин приведены в табл. 2.

Таблица 2. Табличные значения некоторых характерных для данных радионуклидов величин

Радионуклид	УВ _{<i>н</i>} Бк/кг	$K_{\text{прв}is}$ м ³ /кг	$K_{\text{чдо}is}$ м ³ /кг	$K_{\text{хрдо}is}$ м ³ /кг	Предел годового поступления ПГП _{НАС} ^{ПИЩ} Бк/год	Энергия на распад $E_{\text{X}_i}^{CP}$, Мэв/расп.
¹³⁷ Cs	11	1,0	30,0	0,6	$7,7 \cdot 10^4$	$E_{\beta}^{CP} = 0,18$ $E_{\gamma} = 0,66$
⁹⁰ Sr	5	0,06	2,0	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^4$	$E_{\beta}^{CP} = 1,13$
²³⁹ Pu	0,56	0,03	30,0	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$2,4 \cdot 10^3$	$E_{\alpha}^{CP} = 5,15$

Табл. 2 (окончание)

Радионуклид	$K_{\text{цмоо}is}$, м ³ /кг	$K_{\text{цмов}is}$, м ³ /кг	$K_{\text{пов}is}$, м ³ /кг	$K_{\text{цмв}is}$, м ³ /кг	$K_{\text{чмо}is}$, м ³ /кг
¹³⁷ Cs	$3,3 \cdot 10^{-3}$	$9,0 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$
⁹⁰ Sr	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$
²³⁹ Pu	$5,3 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$3,7 \cdot 10^{-6}$

Таблица 3. Среднее потребление пищевых продуктов (критическая группа — «Взрослые»), кг/год

Продукт	Рыбаки	Прочее население
Питьевая вода	730	730
Молоко	190	190
Овощи	140	140
Мясо	20	60
Рыба	60	20

9.2. Схемы формирования доз

Формирование дозы при питьевом использовании водного объекта.

Доза для человека только при питьевом использовании водоема формируется по цепочке «вода — человек». Путь формирования дозы для человека только при питьевом использовании водоема представлен на рис. 2.

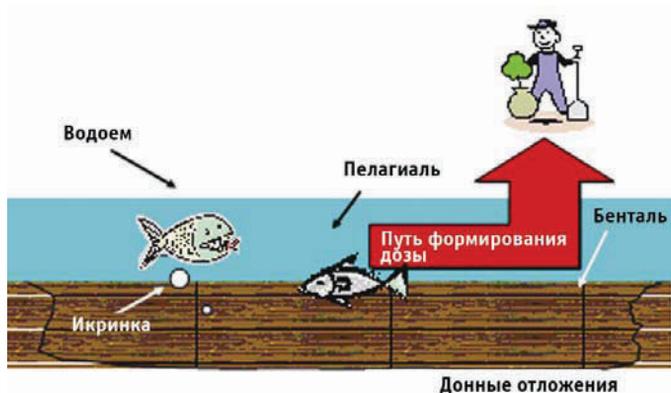


Рис. 2. Схема формирования дозы при питьевом использовании водоема

Формирование дозы при рыбохозяйственном использовании водного объекта.

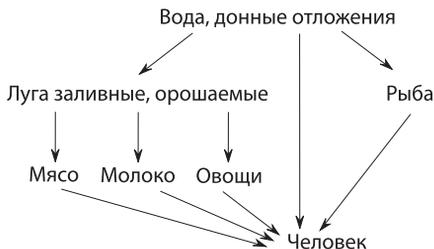
Доза для человека при рыбохозяйственном использовании водоема формируется по цепочке «вода, донные отложения — рыба — человек». Обратная цепочка, исходя из которой ведется расчет A_{vij} , имеет вид «человек (при дозовой квоте $0,1\text{мЗв/год}$) — ПГП* — $A_{рвир}$ — A_{vij} ».

Путь формирования дозы для человека при рыбохозяйственном использовании водного объекта представлен на рис. 3.



Рис. 3. Схема формирования дозы при рыбохозяйственном использовании водоема

Формирование дозы при комплексном использовании водного объекта. Доза для человека при комплексном использовании водоема формируется по цепочке



Путь формирования дозы для человека при комплексном использовании водоема представлен на рис. 4.

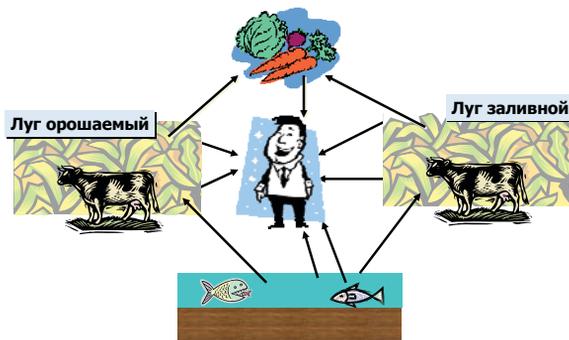
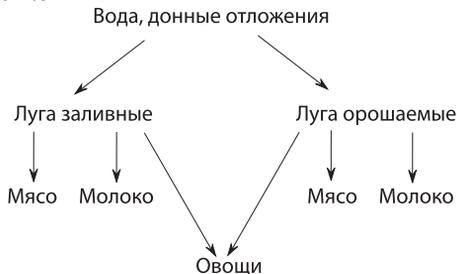


Рис. 4. Схема формирования дозы при комплексном использовании водоема

Формирование дозы при сельскохозяйственном использовании воды.
Доза для человека при сельскохозяйственном использовании воды формируется по цепочке



Путь формирования дозы для человека при сельскохозяйственном использовании водоема представлен на **рис. 5**.

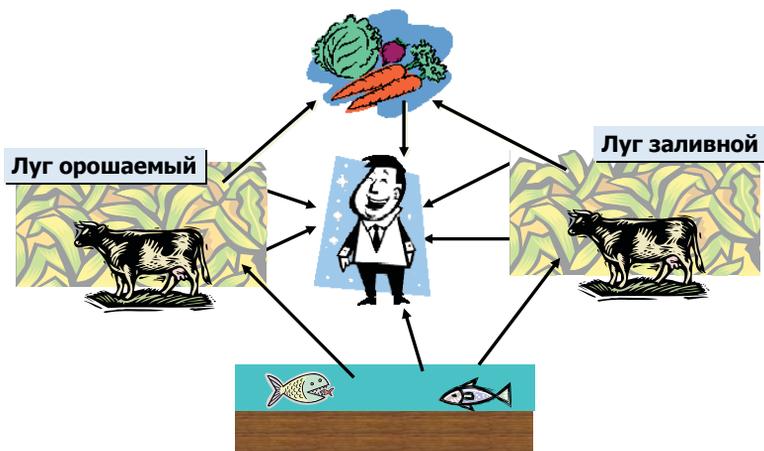


Рис. 5. Схема формирования дозы при сельскохозяйственном использовании водоема

9.3. Формулы для вычислений

Питьевое водоснабжение. Удельная активность A_{vin} i -го радионуклида в воде при питьевом водоснабжении равна уровню вмешательства i -го радионуклида.

Годовая поглощенная доза ионизирующего излучения в условиях энергетического равновесия в среде (бесконечный объемный источник) в j -м варианте водопользования определяется по формуле¹⁵

$$P_{xij} = E_{X_i}^{CP} A_{nij} \varepsilon \tau. \quad (1)$$

Удельная активность A_{ni} i -го радионуклида в n -м компоненте в j -м варианте водопользования водных экосистем определяется по формуле

$$A_{nij} = K_{nin} A_{vij} \rho. \quad (2)$$

Удельная активность рыбы. Удельная активность i -го радионуклида по отношению к воде в j -м варианте водопользования определяется по формуле (2).

Удельная активность i -го радионуклида по отношению к донным отложениям $A_{рдоij}$ в j -м варианте водопользования определяется по аналогичной формуле:

$$A_{рдоij} = A_{доij} k_{нрдоi}. \quad (3)$$

Удельная активность донных отложений:

$$A_{доij} = K_{нддоi} A_{vij} \rho. \quad (4)$$

Доза внешнего облучения на икринку. Годовая поглощенная доза внешнего облучения на икринку в j -м варианте водопользования $P_{хвиj}$ наполовину погруженную в донные отложения (**рис. 6**), в условиях энергетического равновесия в среде (полубесконечный объемный источник со стороны донных отложений и водной массы) равна

$$P_{хвиj} = 0,5P_{хдоij} + 0,5P_{хвиj} \approx 0,5P_{хдоij}. \quad (5)$$

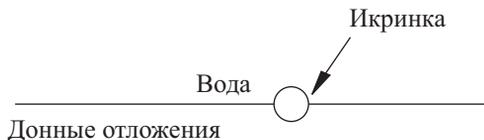


Рис. 6. Схема формирования дозы внешнего облучения на икринку

¹⁵ Эта формула дает консервативные оценки доз. Она достаточно близка к истинным значениям дозы для альфа- и бета-излучателей и завышает оценки доз для гамма-излучателей.

Рыбохозяйственное использование водного объекта. Удельную активность A_{vip} i -го радионуклида в воде при рыбохозяйственном использовании воды находят по формуле

$$A_{vip} = \frac{A_{pi}}{K_{НРВi} \rho}. \quad (6)$$

Удельную активность i -го радионуклида в рыбе по отношению к воде при рыбохозяйственном использовании воды рассчитывают по формуле

$$A_{pvip} = \frac{\text{ПГП}^*}{M_p}. \quad (7)$$

Предел годового поступления ПГП* радионуклидов в организм человека, рассчитанный для взрослого человека, находят по формуле $\text{ПГП}^* = V \text{УВ}_i$.

Годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида P_{xij} , удельная активность i -го радионуклида в рыбе по отношению к донным отложениям $A_{прдоij}$, удельная активность i -го радионуклида в донных отложениях $A_{доij}$, годовая поглощенная доза внешнего облучения i -го радионуклида на икринку, наполовину погруженную в донные отложения, P_{xnij} вычисляются по аналогичным формулам питьевого водоснабжения.

Комплексное использование водоема. *А. Комплексное использование водоема (с учетом сельскохозяйственного использования орошаемых и заливных земель, водопоя скота и потребления рыбы).* Удельную активность i -го радионуклида в воде находят по формуле

$$\begin{aligned} \text{ПГП}^* = & V A_{в/к} + M_p A_{в/к} K_{НВi}^P + M_{овi} A_{в/к} K_{Pi}^{OB} + M_{мвi} A_{в/к} K_{ПВi}^M + \\ & + M_{моi} A_{в/к} K_{ПОi}^M + M_{мол вi} A_{в/к} K_{ПВi}^{MO} + M_{мол оi} A_{в/к} K_{ПОi}^{MO}. \end{aligned} \quad (8)$$

Удельную активность i -го радионуклида в n -м пищевом продукте находим по формуле

$$A_{nij} = A_{vij} K_{nin}. \quad (9)$$

Годовая поглощенная доза ионизирующего излучения P_{xij} , удельная активность рыбы по отношению к донным отложениям $A_{прдоij}$, удельная активность донных отложений $A_{доij}$, годовая поглощенная доза внешнего облучения на икринку, наполовину погруженную в донные отложения, P_{xnij} вычисляются по аналогичным формулам питьевого водоснабжения.

Удельная активность i -го радионуклида в молоке при водопое скота $A_{мовij}$, удельная активность i -го радионуклида в молоке при выпасе скота на орошаемых пастбищах $A_{мооij}$, удельная активность i -го радионуклида в

овоцах $A_{овijr}$ удельная активность i -го радионуклида в мясе при водопое скота $A_{мвijr}$ удельная активность i -го радионуклида в мясе при выпасе скота на орошаемых пастбищах $A_{моijr}$ годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в молоке при водопое скота $P_{хмовijr}$ годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в молоке при выпасе скота на орошаемых пастбищах $P_{хмооijr}$ годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в овощах $P_{ховijr}$ годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в мясе при водопое скота $P_{хмвijr}$ годовая поглощенная доза ионизирующего излучения i -го радионуклида в мясе при выпасе скота на орошаемых пастбищах $P_{хмоij}$ вычисляются по формулам питьевого водоснабжения путем подстановки соответствующих коэффициентов.

Б. *Сельскохозяйственное использование водоема (земледелие и выпас скота на заливных и орошаемых землях, водопой скота, питьевое водоснабжение, без учета потребления рыбы)*. Удельную активность i -го радионуклида в воде находим по формуле

$$\begin{aligned} \text{ПГП}^* = & VA_{\text{вiс}} + M_{\text{овi}} A_{\text{вiс}} K_{\text{Pi}}^{\text{OB}} + M_{\text{мвi}} A_{\text{вiс}} K_{\text{PBi}}^{\text{M}} + \\ & + M_{\text{моi}} A_{\text{вiс}} K_{\text{Поi}}^{\text{M}} + M_{\text{моlv}} A_{\text{вiс}} K_{\text{PBi}}^{\text{MO}} + M_{\text{молоi}} A_{\text{вiс}} K_{\text{Поi}}^{\text{MO}}. \end{aligned} \quad (10)$$

Удельные активности i -го радионуклида, годовые поглощенные дозы ионизирующего излучения i -го радионуклида вычисляются по описанному выше пути.

9.4. Результаты вычислений

Таблица 4. Питьевое использование водоема

Радионуклид	$A_{\text{вiс}}$, Бк/кг	$P_{\text{хви}}$, мГр/год	$K_{\text{нрvi}}$, м ³ /кг	$A_{\text{рви}}$, Бк/кг	$P_{\text{хрви}}$, мГр/год	$P_{\text{хрви}} + P_{\text{хрлои}}$, мГр/год
¹³⁷ Cs	11,0	$P_{\beta} = 9,97 \cdot 10^{-3}$ $P_{\gamma} = 3,66 \cdot 10^{-2}$	1,00	$11,0 \cdot 10^3$	$P_{\beta} = 10,0$ $P_{\gamma} = 36,6$	190,0 696,6
⁹⁰ Sr	5,0	$P_{\beta} = 2,85 \cdot 10^{-2}$	0,06	$3,0 \cdot 10^2$	$P_{\beta} = 1,7$	1,87
²³⁹ Pu	0,56	$P_{\alpha} = 1,45 \cdot 10^{-2}$	0,03	16,8	$P_{\alpha} = 0,4$	$4,15 \cdot 10^{-1}$

Табл. 4 (окончание)

Радионуклид	$A_{\text{лои}}$, Бк/кг	$K_{\text{нлоi}}$, м ³ /кг	$P_{\text{хлои}}$, мГр/год	$P_{\text{хви}}$, мГр/год	$K_{\text{нрлоi}}$, кг/кг	$A_{\text{рлои}}$, Бк/кг	$P_{\text{хрлои}}$, мГр/год
¹³⁷ Cs	$3,3 \cdot 10^5$	30,0	$P_{\beta} = 300,0$ $P_{\gamma} = 1100,0$	$P_{\beta} = 150,0$ $P_{\gamma} = 550,0$	0,6	$1,98 \cdot 10^5$	$P_{\beta} = 1,8 \cdot 10^2$ $P_{\gamma} = 6,6 \cdot 10^2$
⁹⁰ Sr	$1,0 \cdot 10^4$	2,0	$P_{\beta} = 57,0$	$P_{\beta} = 28,5$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	30,0	$P_{\beta} = 17,1 \cdot 10^{-2}$
²³⁹ Pu	$1,7 \cdot 10^4$	30,0	$P_{\alpha} = 441,2$	$P_{\alpha} = 220,6$	$3,5 \cdot 10^{-5}$	0,59	$P_{\alpha} = 15,3 \cdot 10^{-3}$

Таблица 5. Рыбохозяйственное использование водоема

Радио- нуклид	ПГП, Бк/год	$A_{вир}$, Бк/кг	$P_{хвир}$, мГр/год	$K_{нрвир}$, м ³ /кг	$A_{рвир}$, Бк/кг	$P_{рвир}$, мГр/год	$P_{хвир} +$ $P_{рвир}$, мГр/год
¹³⁷ Cs	$8,0 \cdot 10^3$	0,13	$P_{\beta} = 1,2 \cdot 10^{-4}$ $P_{\gamma} = 4,3 \cdot 10^{-4}$	1,00	$1,3 \cdot 10^2$	$P_{\beta} = 0,12$ $P_{\gamma} = 0,43$	2,22 8,23
⁹⁰ Sr	$3,7 \cdot 10^3$	1,00	$P_{\beta} = 5,7 \cdot 10^{-3}$	0,06	61	$P_{\beta} = 0,35$	$38,4 \cdot 10^{-2}$
²³⁹ Pu	$4,1 \cdot 10^2$	0,23	$P_{\alpha} = 6,0 \cdot 10^{-3}$	0,03	6,8	$P_{\alpha} = 0,18$	$18,62 \cdot 10^{-2}$

Табл. 5 (окончание)

Радио- нуклид	$A_{доир}$, Бк/кг	$K_{ндоир}$, м ³ /кг	$P_{хдоир}$, мГр/год	$P_{рдоир}$, мГр/год	$K_{нрдоир}$, кг/кг	$A_{рдоир}$, Бк/кг	$P_{рдоир}$, мГр/год
¹³⁷ Cs	$3,9 \cdot 10^3$	30,0	$P_{\beta} = 3,54$ $P_{\gamma} = 13,0$	$P_{\beta} = 1,8$ $P_{\gamma} = 7,5$	0,6	$2,34 \cdot 10^3$	$P_{\beta} = 2,1$ $P_{\gamma} = 7,8$
⁹⁰ Sr	$2,0 \cdot 10^3$	2,0	$P_{\beta} = 11,4$	$P_{\beta} = 5,7$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	6,0	$P_{\beta} = 3,4 \cdot 10^{-2}$
²³⁹ Pu	$6,9 \cdot 10^3$	30,0	$P_{\alpha} = 179,1$	$P_{\alpha} = 89,5$	$3,5 \cdot 10^{-5}$	0,2	$P_{\alpha} = 6,2 \cdot 10^{-3}$

**Таблица 6. Комплексное использование водоема
(с учетом потребления рыбы)**

Радио- нуклид	$A_{вкв}$, Бк/кг	$P_{хвкв}$, мГр/год	$K_{нрвкв}$, м ³ /кг	$A_{рвкв}$, Бк/кг	$P_{рвкв}$, мГр/год	$P_{хвкв} +$ $P_{рвкв}$, мГр/год
¹³⁷ Cs	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$P_{\beta} = 9,0 \cdot 10^{-6}$ $P_{\gamma} = 3,3 \cdot 10^{-5}$	1,0	10	$P_{\beta} = 9,1 \cdot 10^{-3}$ $P_{\gamma} = 3,3 \cdot 10^{-2}$	$20,91 \cdot 10^{-2}$ $63,3 \cdot 10^{-2}$
⁹⁰ Sr	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$P_{\beta} = 2,9 \cdot 10^{-6}$	0,06	0,3	$P_{\beta} = 1,7 \cdot 10^{-3}$	$18,7 \cdot 10^{-4}$
²³⁹ Pu	$5,6 \cdot 10^{-4}$	$P_{\alpha} = 1,45 \cdot 10^{-5}$	0,03	0,017	$P_{\alpha} = 4,4 \cdot 10^{-4}$	$4,56 \cdot 10^{-4}$

Табл. 6 (продолжение)

Ра- дионук- лид	$A_{доикв}$, Бк/кг	$K_{ндоикв}$, м ³ /кг	$P_{хдоикв}$, мГр/год	$P_{рдоикв}$, мГр/год	$K_{нрдои}$, кг/кг	$A_{рдоикв}$, Бк/кг	$P_{рдоикв}$, мГр/год
¹³⁷ Cs	$3,0 \cdot 10^2$	30,0	$P_{\beta} = 0,3$ $P_{\gamma} = 1,0$	$P_{\beta} = 0,1$ $P_{\gamma} = 0,5$	0,6	$1,8 \cdot 10^2$	$P_{\beta} = 0,16$ $P_{\gamma} = 0,6$
⁹⁰ Sr	10	2,0	$P_{\beta} = 5,7 \cdot 10^{-2}$	$P_{\beta} = 2,9 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$P_{\beta} = 1,7 \cdot 10^{-4}$
²³⁹ Pu	16,8	30,0	$P_{\alpha} = 0,44$	$P_{\alpha} = 0,22$	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$P_{\alpha} = 1,53 \cdot 10^{-5}$

Табл. 6 (продолжение)

Радио- нуклид	$A_{мвоикв}$, Бк/кг	$K_{нмвоикв}$, м ³ /кг	$P_{хмвоикв}$, мГр/год	$K_{нмооикв}$, м ³ /кг	$A_{мооикв}$, Бк/кг	$P_{рмооикв}$, мГр/год
¹³⁷ Cs	$9,0 \cdot 10^{-6}$	$9,0 \cdot 10^{-4}$	$P_{\beta} = 8,1 \cdot 10^{-9}$ $P_{\gamma} = 2,9 \cdot 10^{-8}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	$3,3 \cdot 10^{-5}$	$P_{\beta} = 2,9 \cdot 10^{-8}$ $P_{\gamma} = 1,1 \cdot 10^{-7}$
⁹⁰ Sr	$3,0 \cdot 10^{-7}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$P_{\beta} = 1,7 \cdot 10^{-9}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$P_{\beta} = 5,7 \cdot 10^{-9}$
²³⁹ Pu	$8,4 \cdot 10^{-11}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$P_{\alpha} = 2,17 \cdot 10^{-12}$	$5,3 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-10}$	$P_{\alpha} = 7,8 \cdot 10^{-12}$

Табл. 6 (продолжение)

Радио- нуклид	$A_{овикв}$, Бк/кг	$K_{нповикв}$, м ³ /кг	$P_{хповикв}$, мГр/год	$K_{нпмоикв}$, м ³ /кг	$A_{пмоикв}$, Бк/кг	$P_{рпмоикв}$, мГр/год
¹³⁷ Cs	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$P_{\beta} = 1,5 \cdot 10^{-8}$ $P_{\gamma} = 5,6 \cdot 10^{-8}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$P_{\beta} = 2,7 \cdot 10^{-9}$ $P_{\gamma} = 9,9 \cdot 10^{-9}$
⁹⁰ Sr	$3,4 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-3}$	$P_{\beta} = 1,9 \cdot 10^{-7}$	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$P_{\beta} = 1,3 \cdot 10^{-9}$
²³⁹ Pu	$6,7 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$P_{\alpha} = 1,7 \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$6,2 \cdot 10^{-10}$	$P_{\alpha} = 1,6 \cdot 10^{-11}$

Табл. 6 (окончание)

Радионуклид	$K_{\text{цмоіг}}$ м ³ /кг	$A_{\text{моіг}}$ Бк/кг	$P_{\text{хмоіг}}$ мГр/год
¹³⁷ Cs	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$P_{\beta} = 9,0 \cdot 10^{-9}$ $P_{\gamma} = 3,3 \cdot 10^{-8}$
⁹⁰ Sr	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$9,5 \cdot 10^{-7}$	$P_{\beta} = 5,4 \cdot 10^{-9}$
²³⁹ Pu	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$2,1 \cdot 10^{-9}$	$P_{\alpha} = 5,5 \cdot 10^{-11}$

**Таблица 7. Сельскохозяйственное использование водоема
(земледелие и выпас скота на заливных и орошаемых землях,
водопой скота, питьевое водоснабжение,
без учета потребления рыбы)**

Радио- нуклид	$A_{\text{віг}}$ Бк/кг	$P_{\text{хвіг}}$ мГр/год	$A_{\text{доіг}}$ Бк/кг	$K_{\text{цдоіг}}$ м ³ /кг	$P_{\text{хдоіг}}$ мГр/год	$P_{\text{хвіг}}$ мГр/год
¹³⁷ Cs	$10,9 \cdot 10^{-3}$	$P_{\beta} = 9,81 \cdot 10^{-6}$ $P_{\gamma} = 3,6 \cdot 10^{-5}$	327,0	30,0	$P_{\beta} = 0,3$ $P_{\gamma} = 1,1$	$P_{\beta} = 0,15$ $P_{\gamma} = 0,55$
⁹⁰ Sr	$5,1 \cdot 10^{-3}$	$P_{\beta} = 2,9 \cdot 10^{-5}$	10,2	2,0	$P_{\beta} = 5,8 \cdot 10^{-2}$	$P_{\beta} = 2,9 \cdot 10^{-2}$
²³⁹ Pu	$5,62 \cdot 10^{-4}$	$P_{\alpha} = 1,5 \cdot 10^{-5}$	16,8	30,0	$P_{\alpha} = 0,4$	$P_{\alpha} = 0,2$

Табл. 7 (продолжение)

Радио- нуклид	$A_{\text{моіг}}$ Бк/кг	$K_{\text{цмоіг}}$ м ³ /кг	$P_{\text{цмоіг}}$ мГр/год	$K_{\text{цмоіг}}$ м ³ /кг	$A_{\text{моіг}}$ Бк/кг	$P_{\text{хмоіг}}$ мГр/год
¹³⁷ Cs	$9,8 \cdot 10^{-6}$	$9,0 \cdot 10^{-4}$	$P_{\beta} = 8,9 \cdot 10^{-9}$ $P_{\gamma} = 3,2 \cdot 10^{-8}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$P_{\beta} = 3,2 \cdot 10^{-8}$ $P_{\gamma} = 1,2 \cdot 10^{-7}$
⁹⁰ Sr	$3,1 \cdot 10^{-7}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$P_{\beta} = 1,8 \cdot 10^{-9}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$P_{\beta} = 5,7 \cdot 10^{-9}$
²³⁹ Pu	$8,4 \cdot 10^{-11}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$P_{\alpha} = 2,18 \cdot 10^{-12}$	$5,3 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-10}$	$P_{\alpha} = 7,8 \cdot 10^{-12}$

Табл. 7 (продолжение)

Радио- нуклид	$A_{\text{моіг}}$ Бк/кг	$K_{\text{цмоіг}}$ м ³ /кг	$P_{\text{цмоіг}}$ мГр/год	$K_{\text{цмоіг}}$ м ³ /кг	$A_{\text{моіг}}$ Бк/кг	$P_{\text{хмоіг}}$ мГр/год
¹³⁷ Cs	$2,0 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$P_{\beta} = 1,8 \cdot 10^{-8}$ $P_{\gamma} = 6,6 \cdot 10^{-8}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-6}$	$P_{\beta} = 3,0 \cdot 10^{-9}$ $P_{\gamma} = 1,1 \cdot 10^{-8}$
⁹⁰ Sr	$3,4 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-3}$	$P_{\beta} = 1,9 \cdot 10^{-7}$	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$P_{\beta} = 1,3 \cdot 10^{-9}$
²³⁹ Pu	$6,7 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$P_{\alpha} = 1,7 \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$6,2 \cdot 10^{-10}$	$P_{\alpha} = 1,6 \cdot 10^{-11}$

Табл.7 (продолжение)

Радио- нуклид	$K_{\text{цмоіг}}$ м ³ /кг	$A_{\text{моіг}}$ Бк/кг	$P_{\text{цмоіг}}$ мГр/год	$P_{\text{хвіг}}$ мГр/год	$P_{\text{хвіг}} + P_{\text{хдоіг}}$ мГр/год
¹³⁷ Cs	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$P_{\beta} = 9,9 \cdot 10^{-9}$ $P_{\gamma} = 3,6 \cdot 10^{-8}$	$P_{\beta} = 9,9 \cdot 10^{-3}$ $P_{\gamma} = 3,63 \cdot 10^{-2}$	$P_{\beta} = 0,19$ $P_{\gamma} = 0,69$
⁹⁰ Sr	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$9,7 \cdot 10^{-7}$	$P_{\beta} = 5,5 \cdot 10^{-9}$	$P_{\beta} = 1,74 \cdot 10^{-3}$	$P_{\beta} = 1,92 \cdot 10^{-3}$
²³⁹ Pu	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$2,1 \cdot 10^{-9}$	$P_{\alpha} = 5,4 \cdot 10^{-11}$	$P_{\alpha} = 4,5 \cdot 10^{-4}$	$P_{\alpha} = 4,52 \cdot 10^{-3}$

Табл. 7 (окончание)

Радио- нуклид	$K_{\text{црдоіг}}$ кг/кг	$A_{\text{рдоіг}}$ Бк/кг	$P_{\text{хрдоіг}}$ мГр/год	$K_{\text{црвіг}}$ м ³ /кг	$A_{\text{віг}}$ Бк/кг
¹³⁷ Cs	0,6	$2,0 \cdot 10^2$	$P_{\beta} = 0,18$ $P_{\gamma} = 0,65$	1,0	10,9
⁹⁰ Sr	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$	$P_{\beta} = 1,8 \cdot 10^{-4}$	0,06	0,31
²³⁹ Pu	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$5,95 \cdot 10^{-4}$	$P_{\alpha} = 1,54 \cdot 10^{-5}$	0,03	$1,71 \cdot 10^{-2}$

9.5. Доза на высшие гидробионты

Полученные оценки доз для представителей рыбного сообщества могут быть использованы в качестве консервативных верхних оценок доз для достаточно большого класса гидробионтов, стоящих на более низких ступенях организации. Это следует из фундаментальных законов радиэкологии: радиоустойчивость видов понижается при повышении уровня организации живой материи; содержание радионуклидов в тканях увеличивается у представителей видов, расположенных на более высоких ступенях пищевой пирамиды.

В водных экосистемах на более высокой ступени эволюционного развития, чем рыбы, расположены земноводные и особенно водные млекопитающие. Для последних сравнительно несложно оценить дозовые нагрузки, используя с известной долей осторожности модели формирования эффективной эквивалентной дозы, аналогичные дозовым моделям человека. В качестве конкретного вида таких млекопитающих к человеку достаточно близка байкальская нерпа (*Pusa sibirica* Gmel.), относящаяся к семейству настоящих тюленей (*Phocidae*), роду *Pusa* [9]. Средний вес нерпы в Байкале — около 50—60 кг при длине 150 см, максимальный вес самцов — 130—150 кг, длина — 1,7—1,8 м. Самки по размерам меньше (1,3—1,6 м и до 110 кг); беременность длится 11 месяцев. Кормится нерпа мелкой рыбой, съедая около 3 кг за сутки. Тогда

$$D_{ij}^{\text{нер}} = M_{\text{р}}^{\text{нер}} \max \{ A_{\text{рв}ij} A_{\text{рд}ij} \} \frac{D^{\text{квота}}}{\text{ППП}*}, \quad (11)$$

где $D_{ij}^{\text{нер}}$ — годовая поглощенная доза для нерпы, мЗв/год; $M_{\text{р}}^{\text{нер}}$ — годовое потребление нерпой рыбы (365 сут·3 кг/сут = 1100 кг/год); $A_{\text{рв}ij}$ и $A_{\text{рд}ij}$ — удельная активность i -го радионуклида в рыбе по накоплению через воду и донные отложения соответственно, в j -м варианте водопользования ($j=1$ — питьевое водоснабжение, $j=2$ — рыбохозяйственное использование, $j=3$ — сельскохозяйственное использование, $j=4$ — комплексное использование); $D^{\text{квота}}$ — дозовая квота, выделяемая на водопользование (принята равной 0,1 мЗв/год).

Результаты оценки годовой поглощенной дозы для нерпы приведены в табл. 8.

Таблица 8. Оценка годовой поглощенной дозы для нерпы (по вариантам водопользования), мЗв/год

Радионуклид	Водопользование			
	питьевое	рыбохозяйственное	сельскохозяйственное	комплексное
¹³⁷ Cs	2722,50	32,18	2,75	2,48
⁹⁰ Sr	8,92	1,81	9,1·10 ⁻³	8,9·10 ⁻³
²³⁹ Pu	4,51	1,80	4,7·10 ⁻³	4,6·10 ⁻³

10. Обсуждение полученных результатов и выводы

10.1. Критерии оценки радиационных факторов в водных средах

Результаты оценки доз на гидробионты необходимо упорядочить в соответствии со шкалой экологических эффектов воздействия ионизирующего излучения на водные ценозы. В [16] приведена соответствующая модель учета изменений в наиболее радиочувствительных структурах и функциях живых организмов и надорганизменных систем, предложенная Г. Г. Поликарповым. Эту модель, имеющую неопределенности в значениях диапазонов доз, характеризующих зону неопределенности (ниже наименьшего уровня естественного фона ионизирующих излучений) и зону радиационного благополучия (диапазон уровней естественного фона ионизирующей радиации), можно дополнить воспользовавшись данными приведенными в работе И. И. Крышева и Е. П. Рязанцева [10]: «Дозы облучения водных организмов от естественных источников радиации близки по порядку величины дозам для наземных организмов. Вклад различных источников в суммарную дозовую нагрузку зависит от образа жизни водных организмов. Наиболее высокие дозы характерны для донных организмов, подвергающихся облучению от радионуклидов, аккумулярованных в донных отложениях».

Оценки дозы облучения наземных позвоночных от естественных радионуклидов [10]

Радионуклид	Доза, мГр/год
⁴⁰ K	0,19
¹⁴ C	0,01
²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra	0,01
Другие (тритий, ⁸⁷ Rb, ²¹⁰ Po и др.)	0,01

Тем самым значение «границы», характеризующей уровень естественного радиационного фона составляет 0,20—0,25 мГр/год.

Еще один важнейший вопрос — уровень допустимого радиационного воздействия на компоненты водных экосистем, который можно считать приемлемым (допустимым) с точки зрения экологического нормирования. В [11] обосновывается и предлагается установление значения этого уровня в 400 мГр/год (или примерно 1 мГр/сут), который соответствует верхней границе зоны экологической маскировки (0,1—0,4 Гр/год или 3зв/год) по модели Г. Г. Поликарпова [16].

Помимо предлагаемых, но официально пока не оформленных регламентов дозовых показателей радиационного воздействия на компоненты водных экосистем в настоящее время имеются действующие нормативы содержания радионуклидов (удельная активность) в продуктах питания, которые можно интерпретировать в качестве нормативов содержания радионуклидов в отдельных компонентах водных сред (табл. 9) [12; 13].

Таблица 9. Допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в продуктах питания, Бк/кг

Радионуклид	Вода		Рыба	
	СанПиН 2.3.2.560-96	СанПиН 2.3.2.1078-01 *	СанПиН 2.3.2.560-96	СанПиН 2.3.2.1078-01
^{137}Cs	8	0,6	130	130
^{90}Sr	8	0,4	100	100

* **Оцененные значения.** СанПиН 2.3.2.1078 нормирует содержание суммы бета-излучателей — 1,0 Бк/л. Соотношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ для «свежих» поступлений составляет примерно 1,5 (бомбовое соотношение).

Для донных отложений нормативов содержания фактически нет. С определенной осторожностью можно использовать для них критерий «неотнесения к твердым радиоактивным отходам» и использовать для этого нижние значения уровней радиоактивных отходов из ОСПОРБ-99 — менее 10^6 Бк/кг для бета-излучателей, менее 10^3 Бк/кг для трансурановых элементов.

Еще один путь установления критерия содержания радионуклидов в донных отложениях — отнесение их к категории почв сельскохозяйственного использования. В [14] приводятся референтные оценки содержания радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu на почве, полученные исходя из регламента облучаемости населения в 1 мЗв/год, — $1,5 \cdot 10^3$ Бк/м², $2,6 \cdot 10^3$ Бк/м² и 8,5 Бк/м² соответственно. Учитывая, что основная доля радионуклидов в донных отложениях распределена в слое толщиной 5—10 см, плотность донных отложений составляет около 1,2 г/см³ и что в проведенных выше расчетах дозовая квота от использования водоема была взята равной 0,1 мЗв/год, получаем в качестве консервативного (наиболее жесткого) критерия содержания данных радионуклидов в донных отложениях следующие значения: 1,25 Бк/кг для ^{137}Cs , 2,2 Бк/кг для ^{90}Sr и 0,0071 Бк/кг для ^{239}Pu .

10.2. Сравнение полученных оценок радиационных факторов с критериальными

При сравнении полученных оценок радиационных факторов при различных вариантах использования водного объекта с их критериальными значениями и оценками, отметим, что оценки получены исходя из дозовой квоты, выделяемой на водопользование, равной 0,1 мЗв/год. Данные для сравнения сведены в табл. 10—12.

Таблица 10. Уровни содержания радионуклидов в воде, Бк/кг

Радионуклид	Критерии			Оценки (по вариантам использования водного объекта)			
	НРБ-99	СанПиН 2.3.2.560-96	СанПиН 2.3.2.1078-01 *	Питьевое	Рыбохозяйственное	Сельскохозяйственное	Комплексное
¹³⁷ Cs	11	8	0,6	11	0,13	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$
⁹⁰ Sr	5	8	0,4	5	1,0	$5,1 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$
²³⁹ Pu	0,56	—	—	0,56	0,23	$5,62 \cdot 10^{-4}$	$5,6 \cdot 10^{-4}$

* **Оцененные значения.** СанПиН 2.3.2.1078 нормирует содержание суммы бета-излучателей — 1,0 Бк/л. Соотношение ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr для «свежих» поступлений составляет примерно 1,5 (бомбовое соотношение).

Таблица 11. Уровни содержания радионуклидов в донных отложениях, Бк/кг

Радионуклид	Критерии		Оценки (по вариантам использования водного объекта)			
	ОСПОРБ-99	Сельскохозяйственное	Питьевое	Рыбохозяйственное	Сельскохозяйственное	Комплексное
¹³⁷ Cs	10^6	1,25	$3,3 \cdot 10^5$	$3,9 \cdot 10^3$	327,0	$3,0 \cdot 10^2$
⁹⁰ Sr	10^6	2,2	$1,0 \cdot 10^4$	$2,0 \cdot 10^3$	10,2	10
²³⁹ Pu	10^4	$7,1 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^4$	$6,9 \cdot 10^3$	16,9	16,8

Таблица 12. Уровни радиационного воздействия (по вариантам использования водного объекта), мГр/год

Радионуклид	Питьевое водопользование		Рыбохозяйственное водопользование		Комплексное водопользование	
	$P_{зрвпj}$	$P_{зрдоj}$	$P_{зрвпj}$	$P_{зрдоj}$	$P_{зрвпj}$	$P_{зрдоj}$
¹³⁷ Cs	$P_\beta = 10,0$	$P_\beta = 1,8 \cdot 10^2$	$P_\beta = 0,12$	$P_\beta = 2,1$	$P_\beta = 9,1 \cdot 10^{-3}$	$P_\beta = 0,16$
	$P_\gamma = 36,6$	$P_\gamma = 6,6 \cdot 10^2$	$P_\gamma = 0,43$	$P_\gamma = 7,8$	$P_\gamma = 3,3 \cdot 10^{-2}$	$P_\gamma = 0,6$
⁹⁰ Sr	$P_\beta = 1,7$	$P_\beta = 17,1 \cdot 10^{-2}$	$P_\beta = 0,35$	$P_\beta = 3,4 \cdot 10^{-2}$	$P_\beta = 1,7 \cdot 10^{-3}$	$P_\beta = 1,7 \cdot 10^{-4}$
²³⁹ Pu	$P_\alpha = 0,4$	$P_\alpha = 15,3 \cdot 10^{-3}$	$P_\alpha = 0,18$	$P_\alpha = 6,2 \cdot 10^{-3}$	$P_\alpha = 4,4 \cdot 10^{-4}$	$P_\alpha = 1,5 \cdot 10^{-5}$

Табл. 12 (окончание)

Сельскохозяйственное водопользование	
$P_{\text{хрвїј}}$	$P_{\text{хрлоїј}}$
$P_{\beta} = 9,9 \cdot 10^{-3}$	$P_{\beta} = 0,18$
$P_{\gamma} = 3,6 \cdot 10^{-2}$	$P_{\gamma} = 0,65$
$P_{\beta} = 1,74 \cdot 10^{-3}$	$P_{\beta} = 1,8 \cdot 10^{-4}$
$P_{\alpha} = 4,5 \cdot 10^{-4}$	$P_{\alpha} = 1,54 \cdot 10^{-3}$

Сравнивая данные табл. 12 с моделью воздействия ионизирующей радиации на водные экосистемы (табл. 13), видим, что дозовые нагрузки на наиболее чувствительные компоненты этих экосистем (в данном случае это рыба) крайне малы.

Таблица 13. Экологическое воздействие ионизирующего излучения (обобщенные диапазоны)

Зона	Диапазоны
Зона неопределенности	< 0,2 мГр/год или мЗв/год
Зона радиационного благополучия	0,2—5 мГр/год или мЗв/год
Зона физиологической маскировки	0,005—0,1 Гр/год или Зв/год
Зона экологической маскировки	0,1—0,4 Гр/год или Зв/год
Зона поражения сообществ и экосистем	>> 0,4 Гр/год или Зв/год
Радиационный порог гибели биосферы	>> 1 МГр/год или МЗв/год

В наихудшем случае при питьевом использовании водного объекта они достигают нескольких десятков мГр/год (зона физиологической маскировки), а для наиболее жесткого варианта — комплексного использования водоема — не превышают сотых долей мЗв/год (менее 50 мкЗв/год), т. е. соответствуют зоне радиационного благополучия. Уровень 400 мГр/год, который рекомендован в качестве допустимого уровня воздействия на наиболее радиочувствительные компоненты водных экосистем, не достигается при любых вариантах использования водоема, если в качестве наиболее уязвимых компонентов рассматривать ихтиофауну. Однако на водные млекопитающие при питьевом использовании водоема дозы могут быть достаточно велики. Поэтому, а также по ряду других причин регламентирование качества воды водоема по питьевому использованию не обеспечивает в целом радиационного благополучия в водной экосистеме (например, донные отложения в этом случае могут относиться к категории твердых РАО).

11. Выводы

Резюмируя все изложенное, можно утверждать, что допустимое и фактическое радиационное состояние водных объектов в значительной степени определяются вариантами его использования в хозяйственных целях. При комплексном использовании водоема (а именно такое использование следует закладывать при регламентации воздействия на водоем со стороны радиационных объектов) обеспечение выполнения нормативов воздействия на человека гарантирует обеспечение благоприятного радиационного состояния всей водной экосистемы.

Литература

1. Федеральный закон «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 г. №7-ФЗ.
2. Экологическая доктрина Российской Федерации: одобрена распоряжением Правительства Российской Федерации от 31 августа 2002 г. №1225-р.
3. *Алексахин Р. М.* Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы // Экологическая безопасность, техногенные риски и устойчивое развитие. 13-я ежегодная конференция Ядерного общества России. Москва, 23—27 июня 2002 г.: Тезисы докладов. — [Б. м.], 2002.
4. *Егоров Ю. А.* Экологическое нормирование антропогенных воздействий на природное окружение АС в проблеме обеспечения экологической безопасности общества // Экология регионов атомных станций / Под ред. д-ра техн. наук, проф. Ю. А. Егорова; ГНИПКИИ «Атомэнергопроект». — Вып. 4. — М., 1995.
5. <http://www.ecolife.org.ua/data/tdata/td4-1-1.php>.
6. <http://www.refia.ru/encik/ecn/nor.htm>.
7. <http://www.uran.donetsk.ua/~masters>.
8. Радиоактивность радионуклидов АЭС / Под ред. И. И. Крышева. — М., 1991.
9. <http://homepages.angarsk.ru>.
10. *Крышев И. И., Рязанцев Е. П.* Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. — М.: Издат, 2000.
11. Оценка радиоэкологических ситуаций и управление качеством окружающей среды в районах размещения типовых предприятий отрасли: Сводный отчет о выполнении технического задания на научно-техническую работу по Государственному контракту № 2.00.28.01.3115 от 03.05.2001 г. — М., 2002. — 98 с. (цит. по [14]).

12. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.3.2.560-96 «Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов».
13. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. СанПиН 2.3.2.1078-01 «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов».
14. *Казаков С. В., Линге И. И.* Об одной из основных парадигм радиационной защиты. — М., 2003. — 16 с. — (Препринт / ИБРАЭ; № ИВРАЕ-2003-08).
15. *Казаков С. В.* Оценка радиологического состояния водных объектов. — М., 2003. — 20 с. — (Препринт / ИБРАЭ; № ИВРАЕ-2003-01).
16. *Поликарпов Г. Г.* Перспективы развития радиохимэкологии в XXI веке (45-летие морской радиоэкологии в ИнБЮМ НАН Украины) // Экология моря. — 2001. — Вып. 57.
17. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87 и основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующей радиации. ОСП-72/87/ Минздрав СССР. — 3-е изд., перераб. и доп. — М.: Энергоатомиздат, 1988. — 160 с.
18. Радиационная безопасность: Рекомендации МКРЗ 1990 г.: Ч. 1: Пределы годового поступления радионуклидов в организм работающих, основанные на рекомендациях 1990 года: Публикация 60, ч. 1, 61 МКРЗ / Пер. с англ. — М.: Энергоатомиздат, 1994. — 192 с.
19. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. 2.6.1. Ионизирующее излучение. Радиационная безопасность. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99.
20. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. 2.6.1. Ионизирующее излучение. Радиационная безопасность. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). СП 2.6.1.799-99.
21. *Реймерс Н. Ф.* Экологизация: Введение в экологическую проблематику. — М., 1994. — 99 с.
22. *Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. — Екатеринбург: Наука, 1994.

Оценка допустимых сбросов радионуклидов в водоемы

*С. В. Казаков¹, В. П. Киселев¹, А. Л. Кононович¹, А. Л. Крылов¹,
И. И. Крышев², А. В. Носов¹, А. В. Печуров³, Т. Г. Сазыкина²*

1. Введение

В течение 1990-х — начале 2000-х годов произошли существенные изменения водного законодательства, законодательства в области обеспечения радиационной безопасности, охраны окружающей среды, использования атомной энергии. В этой связи актуальным является вопрос о методическом оформлении расчетов допустимых сбросов и поступлений радиоактивных веществ в водные объекты, подверженные воздействию со стороны объектов использования атомной энергии.

В данной работе обсуждается проект методических указаний (МУ) по оценке допустимых сбросов (ДС) радионуклидов в водоемы и водотоки, необходимость в которых вытекает из действующих актов нормативно-законодательного уровня. Определены основополагающие идеи и принципы построения МУ, формализованная база для построения оценок ДС, компьютерная реализация МУ.

Длительное функционирование предприятий ядерного топливного цикла, атомного флота и предприятий оборонной промышленности в стране привело к появлению большого количества радиационно опасных объектов. К ним прежде всего следует отнести места хранения и захоронения высокоактивных радиоактивных материалов, технологические водоемы, предприятия, организации и объекты, в результате деятельности которых осуществляются сбросы и выбросы радиоактивных веществ в окружающую среду. Изношенность оборудования, транспортных трубопроводов и т. д. приводит к несанкционированным сбросам и выбросам радиоактивных веществ. Вследствие большой потенциальной опасности этих веществ для населения и окружающей среды научно обоснованное нормирование допустимых выбросов и сбросов радионуклидов является важной задачей природоохранной деятельности. К настоящему времени целый ряд методиче-

¹ ИБРАЭ.

² Научно-производственное объединение «Тайфун».

³ Министерство природных ресурсов России.

ских документов, регламентировавших допустимые сбросы радионуклидов на основе утративших силу НРБ-76/87 [10; 11], требуют пересмотра с точки зрения современных нормативных документов в области радиационной безопасности, охраны окружающей среды и использования атомной энергии. В данной статье кратко рассмотрены основные положения нового нормативного документа — «Методических указаний по установлению допустимых сбросов радионуклидов в поверхностные водные объекты» («Указаний»), который находится в стадии завершения, а также его компьютерная реализация. Предполагается, что новый нормативный документ будет введен взамен устаревших.

«Указания» предназначены для определения допустимых количеств радионуклидов, сбрасываемых (реально или потенциально) при штатной эксплуатации в открытые поверхностные водоемы. Предполагается, что выполнение требований «Указаний» будет обязательным для всех юридических лиц независимо от их подчиненности и форм собственности.

В «Указания» включены обязательная часть, в которой допустимый сброс определяется из условий гигиенического нормирования радиационного воздействия в соответствии с требованиями действующих нормативных документов и рекомендательная часть, в которой рассмотрены способы расчета доз облучения биоты в водоемах и допустимых дозовых нагрузок на биоту.

«Указания» разработаны в соответствии с законами «Об охране окружающей природной среды» [1], «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения» [2], «Об использовании атомной энергии» [3], «Об экологической экспертизе» [4], «О радиационной безопасности населения» [5], «О животном мире» [6] и Водным кодексом Российской Федерации [7]. В основу документа положены «Нормы радиационной безопасности НРБ-99» [8] и Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности ОСПОРБ-99 [9].

2. Обязательная часть

2.1. Основные критерии определения допустимого сброса радионуклидов в поверхностные водные объекты

Сброс технологических вод, содержащих радионуклиды допустим, если одновременно выполняются два условия:

- удельная активность сбросных вод не превышает более чем в десять раз уровень вмешательства УВ по НРБ-99, рассчитанный по формуле для смеси известного радионуклидного состава;

- активность сброшенных за год радионуклидов удовлетворяет условию:

$$\sum_n \sum_i \frac{Q_{i,n}}{ДС_{i,n}} \leq 1, \text{ где } Q_{i,n} \text{ — активность } i\text{-го радионуклида, сброшенного}$$

предприятием через n -е сбросное устройство за год; $ДС_{i,n}$ — допустимый сброс i -го радионуклида через n -е сбросное устройство. Значение $ДС_{i,n}$ определяется с учетом всех путей воздействия в предположении, что сбрасывается только i -й радионуклид через n -е сбросное устройство.

Для предприятий выделяются квоты предела дозы, процедура определения и установления которых определяется федеральным органом Госсанэпиднадзора.

Если выполняется условие $\sum_n \sum_i \frac{Q_{i,n}}{МЗС_i} \leq 1$, где $МЗС_i$ — минимально значимый сброс i -го радионуклида, сброс считается незначимым.

Для сбросов, превышающих МЗС (рассчитанных по формуле для смеси), но меньших ДС (также рассчитанных по формуле для смеси), имеет смысл проводить мероприятия по уменьшению сбросов, учитывая технологическую и экономическую целесообразность.

При проведении расчетов в соответствии с «Указаниями» рассматривается стационарное среднегодовое радиационное состояние водного объекта как консервативная оценка (при бесконечном времени накопления радионуклидов в воде, донных отложениях и водных организмах) при постоянном поступлении радионуклидов.

2.2. Анализ состояния водной системы и порядок проведения расчетов

На начальном этапе выполняют предварительные анализ состояния водной системы и подготовку данных. Предварительный анализ включает следующие операции:

- используя план местности, выполняют условное разбиение водной системы на типовые элементы;
- по данным изысканий определяют гидрологические, радиоэкологические характеристики и устанавливают показатели использования водной системы;
- выделяют критические участки водной системы и для каждого из них определяют критические объекты водной системы.

Радиоэкологические характеристики преимущественно основываются на измерениях, выполненных в рассматриваемой водной системе. При отсутствии натуральных данных допускается использовать справочные материалы, приведенные в приложении.

К показателям использования водоема относятся виды водопользования: использование воды для питьевого водоснабжения, рыболовство, потребление рыбы и других съедобных гидробионтов, потребление местных сельскохозяйственных продуктов, выращенных на орошаемых из водоема и заливных землях, а также использование вод для водопоя скота, использование водной системы для рекреационных целей (купание, пребывание на пляже). Облучение, связанное с ингаляцией радиоактивных веществ, при всех видах водопользования в методических указаниях не рассматривается вследствие малости значения ингаляционной дозы по сравнению с другими путями формирования дозы за счет водопользования.

При отсутствии данных о показателях водопользования следует пользоваться справочными материалами, приведенными в приложениях к МУ.

Для всех критических объектов вычисляются допустимые удельные активности (ДУА). Используя полученные ДУА, для каждого радионуклида вычисляется допустимый сброс (ДС) по формуле

$$ДС_{i,n} = \frac{1}{\sum_j \frac{\Phi_{n,j}}{ДУА_i}},$$

где $\Phi_{n,j}$ — фактор разбавления для n -го сбросного устройства по отношению к j -му критическому участку, год/м³; ДУА_{*i*} — допустимая удельная активность i -го радионуклида на j -м критическом участке, с учетом всех путей воздействия, Бк/м³.

По рассчитанным величинам ДС_{*i*} для каждого радионуклида вычисляется предельный сброс ПС (Бк/год) по формуле

$$ПС_{i,n} = \frac{ДС_{i,n}}{\varepsilon},$$

где ε — доля предела дозы, приходящаяся на квоту; ДС_{*i,n*} — допустимый сброс i -го радионуклида, определенный с учетом всех путей воздействия, в предположении, что сбрасывается только i -й радионуклид через n -е сбросное устройство, Бк/год.

Минимально значимый сброс определяется по формуле

$$МЗС_{i,n} = 0,01ПС_{i,n} \text{ Бк/год.}$$

ДС_{*i,n*} — основная величина, определяющая норматив допустимого сброса.

2.3. Определение допустимых удельных активностей

Допустимая удельная активность в воде определяется из условия: суммарная (по всем путям воздействия) доза на лиц из критической группы населения равна квоте предела дозы, выделенной для данного предприятия.

Допустимую удельную активность радионуклидов в донных отложениях определяют по одному из двух критериев (используют меньшее из двух значений). Первый — дозовая нагрузка на человека из контрольной группы населения за счет потребления рыбы или другого гидробионта в пищу равна квоте предела дозы, выделенной для данного предприятия. Второй — концентрации радионуклидов в донных отложениях должны быть таковы, чтобы донные отложения не попадали в градацию «Твердые радиоактивные отходы» по классификации ОСПОРБ-99.

2.4. Определение факторов разбавления

В ходе предварительного анализа водной системы выделяют следующие типовые элементы:

- однородный поток (река);
- однородный водоем (водохранилище);
- выход однородного потока в водоем.

Большинство реальных водных систем можно представить в виде комбинации этих типовых элементов.

Однородным потоком называется участок реки или ветрового течения, обладающий следующими свойствами:

- имеется явно выраженное течение; направление осредненной скорости постоянно по всей глубине;
- количество воды, привносимое боковыми притоками, мало по сравнению с расходом основного потока;
- отсутствуют устойчивые водоворотные области;
- отсутствуют резкие изменения глубины и ширины потока.

Однородным водоемом называется водохранилище (озеро, морской залив, и др.) для которого скорость перемешивания водных масс внутри водоема много больше скорости водного обмена с внешней частью водной системы. В естественных условиях внутренний водообмен осуществляется за счет ветровых течений и циркуляционного расхода. Проверка, можно ли рассматривать водоем как однородный, выполняется на стадии предварительного анализа водной системы путем сопоставления времени внешнего водообмена со временем циркуляции водных масс внутри водоема.

Выход однородного потока в водоем. В месте выхода канала или реки в озеро или водохранилище происходит постепенное уменьшение скорости

течения с одновременным расширением потока по закону «затопленной струи».

3. Дополнительная часть (сохранение нормального состояния гидробиоценоза)

В этом разделе описаны способы расчета доз облучения и ориентировочные значения предельных дозовых нагрузок на водные организмы, при которых сброшенные в поверхностные природные водные объекты радионуклиды не могут стать причиной нарушения естественного состояния биоценоза. Отсутствие нарушения естественного состояния биоценоза является важным условием сохранения среды обитания человека и может рассматриваться как дополнительное условие к гигиеническим критериям. Необходимость расчетов доз облучения водной биоты может возникнуть в результате ряда причин. Например, в тех случаях, когда комплексное водопользование на водном объекте, в который поступают радионуклиды, не ведется, но водоем необходимо сохранить в состоянии, близком к естественному. Оценка дозовых нагрузок для водных организмов проводится по запросам территориальных и центральных органов, уполномоченных в области охраны окружающей среды, во исполнение требований федеральных законов «Об охране окружающей природной среды» [1] (ст. 25, п. 1 и 2), «О животном мире» [6] (ст. 22 «Сохранение среды обитания животного мира»), Водного кодекса [7] (ст. 104).

3.1. Общие положения

Радиоэкологическое состояние водной среды можно считать нормальным, если выполняется условие

$$\sum \frac{DG_k}{DDG_k} \leq 1,$$

где DG_k — дозовая нагрузка на k -й вид водного организма, мГр; DDG_k — допустимая дозовая нагрузка для k -го вида водного организма, мГр.

В указанной формуле суммируются отношения дозовых нагрузок для всех видов рассматриваемых водных организмов. В настоящее время утвержденных на государственном уровне нормативов DDG_k в Российской Федерации не существует, поэтому численные значения допустимых доз облучения для некоторых водных организмов приняты на основании научной классификации Д. А. Криволуцкого [12].

3.2. Определение доз облучения

Для учета облучения водных организмов необходимы дополнительные экологические характеристики региона. К ним относится видовой состав биоты включая видовой состав фито- и зоопланктона, видовой и количественный состав бентоса и т. п. Используемый видовой состав основывается только на изучении данного региона.

При учете облучения фито- и зообентоса рассматривают следующие пути радиационного воздействия:

- внешнее облучение за счет объемной активности воды от гамма-излучающих радионуклидов;
- внешнее облучение за счет гамма-излучающих радионуклидов, депонированных в донных отложениях;
- внутреннее облучение водных организмов за счет альфа-излучения;
- внутреннее и внешнее облучение за счет бета-излучающих радионуклидов, находящихся в воде.

Поглощенные дозы, связанные с внутренним облучением от гамма-излучения, и внешние дозы от альфа-излучения не рассматриваются вследствие малости их вклада (не более 10—15% суммарной дозы).

При практических расчетах водные организмы условно представляются в виде тканезквивалентного шара с объемом, равным объему водного организма. При расчетах доз предполагается, что концентрация радионуклидов в воде, донных отложениях и тканях водных организмов распределена равномерно и считается постоянной на всем временном интервале облучения.

4. Компьютерная система «Методика определения допустимых сбросов в поверхностные водные объекты»

Для проведения расчетов в соответствии с проектом «Указаний» была реализована компьютерная система (**рис. 1**), позволяющая производить полный цикл расчетов (по «Обязательной части»).

Разработка компьютерной системы осуществлена в ИБРАЭ РАН. Там же проведено ее тестирование.

Система позволяет определять в соответствии с методикой:

- допустимые, предельно и минимально значимые сбросы для каждой из точек сброса (по каждому из радионуклидов);
- допустимые удельные активности каждого радионуклида в воде и в донных отложениях на каждом из участков облучения;

- концентрации радионуклидов (исходя из фактических или предполагаемых сбросов);
- дозы внутреннего и внешнего облучения для каждой группы населения.

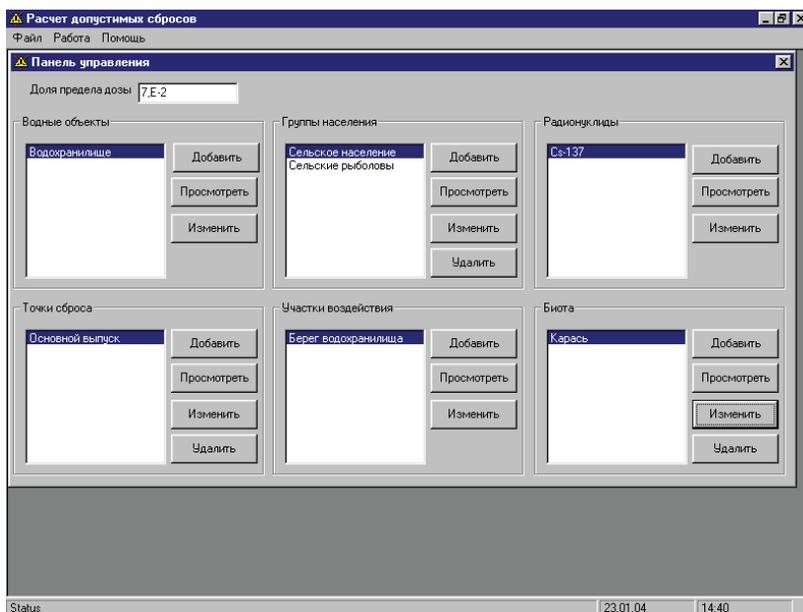


Рис. 1. Основное окно компьютерной системы «Методика определения допустимых сбросов в поверхностные водные объекты»

4.1. Порядок расчетов

1. В поле «Доля предела дозы» указывается доля предела дозы (квота), выделенная для данного радиационно-опасного объекта (РОО). Например, для данного РОО выделена квота в 0,07 мЗв. При этом предел дозы установленный НРБ для населения составляет 1 мЗв. Значит, в этом поле необходимо ввести 0.07.
2. Задается список радионуклидов, которые присутствуют в сбросах данного РОО.
3. Задается список водоемов, которые могут быть затронуты в результате деятельности данного РОО.
4. Задается список точек, через которые производится сброс радионуклидов с данного РОО.
5. Задается список участков (рис. 2), через которые может производиться облучения населения. Это могут быть, например, пляж, водозабор, место рыбной ловли, орошаемые огороды, поля или пастбища и др.

6. Задается список групп населения, которые могут быть подвержены облучению в результате действия данного РОО через водные пути облучения. Группы населения отличаются характеристиками потребления, поведения, дозовыми коэффициентами и др.
7. Задается список групп водных организмов, облучение которых может критически повлиять на состояние биоценоза водоемов.
8. Проводится проверка выполнения нормативов.
9. Имеется возможность просмотреть результаты расчета интерактивно либо получить отчет по нормативам.

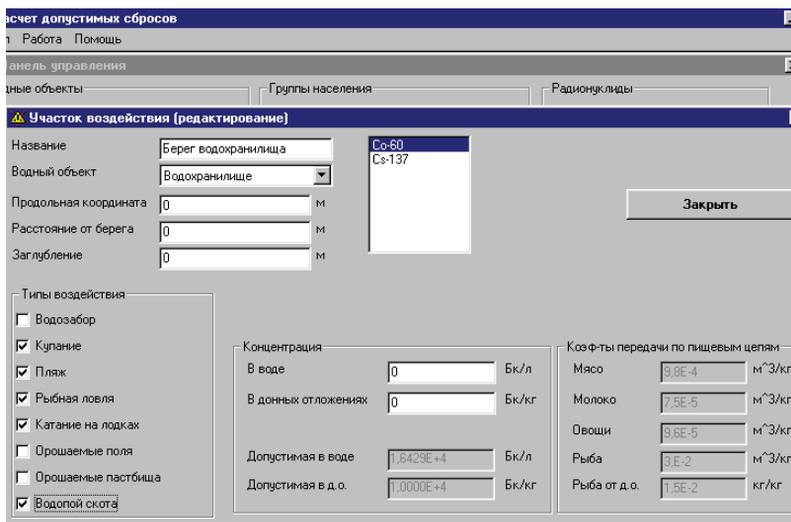


Рис. 2. Окно «Участок воздействия»

4.2. Описание пользовательского интерфейса компьютерной системы

В окне «Параметры радионуклидов» можно просмотреть период полураспада радионуклида, просмотреть (задать) коэффициенты накопления радионуклидов в рыбе по отношению к воде и донным отложениям, а также просмотреть (задать) граничные уровни загрязнения сбросных вод и донных отложений, при которых они еще не считаются жидкими (твердыми) радиоактивными отходами.

При создании нового водного объекта нужно определить его тип. В дальнейшем в соответствующих окнах задаются параметры водных объектов, которые различаются для водных объектов разного типа.

В окне «Характеристики точек сброса» можно просматривать (задавать) параметры точек сброса. Здесь же отображаются рассчитываемые величины: предельный, допустимый и минимально значимый сброс.

В окне «Характеристики участков воздействия» можно просматривать (задавать) параметры участков воздействия. Здесь же указываются типы воздействия, которые характерны для данного участка воздействия. В этом же окне можно просмотреть рассчитанные допустимые концентрации в воде и донных отложениях, а также задать концентрации (если они изменены) для дальнейшего расчета доз облучения населения.

В окне «Характеристики групп населения» можно просматривать (задавать) параметры групп населения. Здесь же задаются характеристики потребления для каждого конкретного участка воздействия. В рамке «Пределы дозы» можно задать (просмотреть) пределы дозы для данной группы населения.

В окне «Характеристики биоты» можно просматривать (задавать) параметры видов биоты. Здесь же задаются характеристики потребления для каждого конкретного участка воздействия. В рамке «Пределы дозы» можно задать (просмотреть) пределы дозы для данной группы населения.

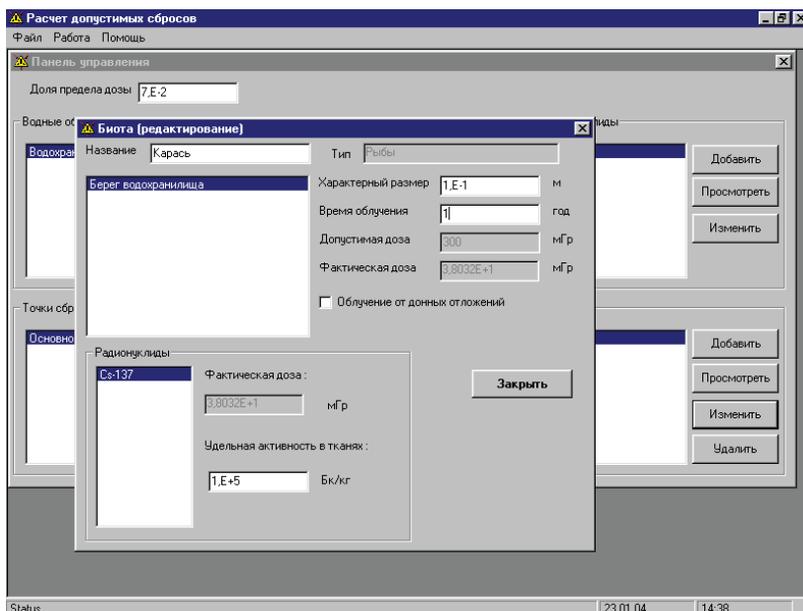


Рис. 3. Окно «Биота»

В окне «Настройки» помимо всего прочего можно определить, какие величины будут заданы вручную (экспериментальные данные), а какие определяются исходя из таблиц, включенных в «Указания».

В базу данных системы включены все таблицы коэффициентов и параметров, входящие в «Указания», которые могут быть использованы при расчетах, если соответствующие экспериментальные данные по объекту отсутствуют (или ненадежны):

- коэффициенты накопления химических элементов в мышечной ткани рыбы по отношению к их содержанию в воде;
- коэффициенты накопления химических элементов в мышечной ткани рыбы по отношению к их содержанию в донных отложениях;
- коэффициенты перехода по пищевой цепи для расчета доз внутреннего облучения;
- среднее потребление пищевых продуктов и время, затрачиваемое на виды водопользования;
- коэффициенты распределения;
- коэффициенты диффузии некоторых элементов в иловых озерных отложениях;
- радиационные характеристики радионуклидов;
- объемная масса некоторых донных отложений и осадочных пород;
- гидравлическая крупность взвешенных частиц в зависимости от их размера;
- коэффициенты ослабления и поглощения энергии гамма-излучения;
- значения дозовых коэффициентов внешнего и внутреннего облучения для взрослого населения;
- допустимая мощность дозы облучения для некоторых пресноводных организмов.

Литература

1. Федеральный закон «Об охране окружающей природной среды» от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ.
2. Закон РСФСР «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения» от 19 апреля 1991 г. № 1034-1.
3. Федеральный закон «Об использовании атомной энергии» от 21 ноября 1995 г. № 170-ФЗ.
4. Федеральный закон «Об экологической экспертизе» от 23 ноября 1995 г. № 174-ФЗ.
5. Федеральный закон «О радиационной безопасности населения» от 9 января 1996 г. № 3-ФЗ.

6. Федеральный закон «О животном мире» от 24 апреля 1995 г. № 52-ФЗ.
7. Водный кодекс РФ.
8. Нормы радиационной безопасности НРБ-99.
9. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности ОСПОРБ-99.
10. Отраслевая методика «Расчет предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в речные системы (ПДС-83)» / Утв. А. Г. Мешковым. — М., 1984.
11. Методика расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в проточные водоемы. РД 52.26. 175-88. — М.: Госкомгидромет, 1988.
12. *Sokolov V. E., Krivolutsky D. A.* Change in ecology and biodiversity after a nuclear disaster in the southern Urals. Sofia — Moscow: Pensoft Publ., 1998. — 228 p.

Принципы и методы оценки радиационного состояния водных объектов при различных стратегиях водопользования

С. В. Казаков, С. С. Уткин

1. Введение

В атомной энергетике и промышленности в настоящее время действуют жесткие регламенты и нормативы, определяющие требования к радиационной и гигиенической безопасности ядерно- и радиационно-опасных объектов. В отношении экологической безопасности водных сред такая регламентация либо вообще отсутствует, либо базируется на неточных и не вполне объективных представлениях о сущности явлений, протекающих в загрязненных водных экосистемах, и о влиянии на них сбросных вод АЭС. Нынешние нормативы содержания радиоактивных веществ в водных объектах регламентируют качество водоемов, используемых в основном для хозяйственно-питьевого водоснабжения [1].

Вместе с тем необходимо принимать во внимание, что водные среды, подверженные радиационному воздействию в регионах расположения АЭС, потенциально могут быть объектами хозяйственно-питьевого, культурно-бытового, сельскохозяйственного, рыбохозяйственного водопользования. Важно понимать (и ниже это показано), что хозяйственно-питьевое использование водоема отнюдь не всегда является лимитирующим видом водопользования в смысле определения допустимой концентрации радиоактивных веществ в воде водного объекта. Более того, ориентация только на хозяйственно-питьевое использование водных объектов не обеспечивает их радиоэкологической безопасности. Водоем, подверженный радиационному воздействию, может вообще не использоваться как источник питьевой воды, являясь при этом объектом рыбохозяйственной или сельскохозяйственной деятельности.

Типичный пример — река Исеть, выведенная на территории Курганской области из хозяйственно-питьевого водопользования по причине загрязнения вредными химическими веществами, однако используемая для технических целей и орошения (вопрос о радиационном загрязнении Исети связан с тем, что в нее впадает река Теча, удельная активность ^{90}Sr в водах которой достигает нескольких уровней вмешательства).

Установление регламентов, связанных с выделением квоты дозы на комплексное водопользование, позволит также с уверенностью говорить о защищенности населения, использующего водный объект для различных видов водопользования, и после вывода АЭС из эксплуатации. При этом могут быть сняты многие ограничения на различные виды водопользования (купание, катание на лодке, водопой скота). Наконец, немаловажен (а в ряде случаев может иметь первостепенное значение) фактор общественного мнения. Упрощение диалога с общественными экологическими организациями подразумевает необходимость оперирования понятиями из области радиационного воздействия на водные объекты, доступными даже неспециалистам. С этой точки зрения, наличие более тонкой, чем предусмотренная НРБ-99 (только по уровню вмешательства) градации содержания радиоактивных веществ в поверхностных водах (по сути допустимых удельных концентраций радиоактивных веществ для различных вариантов водопользования) способствовало бы гораздо более адекватному уровню общественного восприятия и конкретнее отражало бы реальную ситуацию, нежели обычные в среде специалистов по водной радиоэкологии пространные рассуждения о допустимости или недопустимости хозяйственно-питьевого использования водоемов.

В данной работе разрабатываются принципы и методы классификации водных сред, подверженных радиационному воздействию в регионах расположения ядерно- и радиационно-опасных объектов, с учетом возможного комплексного использования водных объектов. Обосновываются и выделяются основные пути поступления радиоактивных веществ в организм человека при различных вариантах водопользования, проводится их сравнение по величине радиационного воздействия. Отмечается, что нормирование качества вод по хозяйственно-питьевому водопользованию не является достаточным для гарантии безопасности населения при возможном комплексном использовании водного объекта

2. Основные принципы оценки доз облучения от радионуклидов, поступивших в окружающую среду

При оценке опасностей, обусловленных сбрасыванием радиоактивных отходов в пресные воды, первоочередное значение имеет их влияние на человека и на другие формы жизни. Хотя коэффициенты концентрирования некоторых радиоизотопов в организмах водной фауны могут быть весьма высокими, тем не менее в соответствии с принятым в настоящее время антропоцентрическим принципом обеспечения радиационной безопасности окружающей среды необходимость поддерживать облучение

человека ниже допустимых пределов, по-видимому, обеспечивает безопасность и других организмов [2].

Наиболее важным показателем в системе оценок облучения, которому может подвергнуться человек (и другие организмы), является доза, полученная всем организмом или отдельным (критическим) органом. Основой для расчета доз следует считать рекомендации Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ), дающей исключительно ценные научно обоснованные указания о предельно допустимых для человека дозах облучения от любых источников (за исключением естественного фона радиации и излучений, используемых в медицине), при которых невозможны никакие нежелательные эффекты.

При наличии достаточной информации относительно поведения радиоактивных изотопов, содержащихся в отходах, сброшенных в окружающую среду, можно с достаточной точностью вычислить концентрацию радиоизотопов в тех местах, где они могут принести вред человеку и другим формам жизни. На этой основе можно довольно точно вычислить дозы облучения, которые в результате получают различные органы. Точность вычислений зависит главным образом от детальности, с которой моделируются процессы переноса радиоактивных веществ в загрязненных экосистемах. Впрочем, для научно обоснованного решения практических задач удаления отходов необходимо всего лишь доказать приемлемость наихудшего случая, какой только можно себе представить. Например, если бы можно было доказать, что недопустимо высокие дозы облучения не возникнут даже в том случае, если все атомы конкретного радиоизотопа, удаленного в пресноводную среду, сконцентрируются в представителях какого-либо вида съедобной рыбы, отпала бы необходимость детального изучения механизма накопления этого радиоизотопа в организме рыбы. Такой поход к решению подобных задач можно осуществлять по стадиям, основываясь на том, что уже известно относительно среды, поведения радиоизотопов, режима питания населения и т. д., для более точных вычислений, когда это необходимо.

Радиоактивные материалы, попадающие в водную среду, переносятся и рассеиваются благодаря адвективным и турбулентным процессам, происходящим в водоемах. Взаимодействие со взвешенными веществами и отложениями способствует выведению радионуклидов из растворенного состояния.

Единую унифицированную методику расчета загрязнения водного объекта и его последующего воздействия на человека разработать сложно в силу специфичности поведения радионуклидов в водоемах (речных системах, прибрежных участках морей, озерах, водохранилищах) и донных отложениях различных типов (илах и песках различных типов, гравии, гальке). Хотя принципиальная структура модели поведения радионуклидов в вод-

ном объекте едина (расчет переноса радионуклидов между основными элементами водной экосистемы и их накопления, анализ путей поступления и выхода радиоактивных веществ и пр.), тем не менее особенности гидрологических, гидрохимических и гидробиологических режимов водных объектов различных типов сильно сказываются на процессах миграции и накопления радионуклидов в компонентах экосистемы и по существу определяют их. По-видимому, целесообразна и оправданна разработка методики расчета загрязнения для каждого типа водного объекта: речных систем, прибрежных участков морей, замкнутых (слабопроточных и непроточных) пресных водоемов (водохранилищ, озер).

Водные объекты очень неоднородны: их формирование проходило и проходит под влиянием условий того или иного региона, внешней среды. Формирование биоты происходит на основе представителей конкретной водной системы, а также условий эксплуатации и режима работы АЭС, поэтому у каждого водоема биотические и абиотические компоненты качественно и количественно различны и изменяются в пространстве и времени по своим законам.

Специфика данной работы такова, что основной интерес представляют замкнутые (непроточные и слабопроточные) пресные водоемы (озера, водохранилища, водоемы-охладители), подверженные радиационному воздействию в регионах расположения АЭС. В связи с этим все приведенные ниже рассуждения относятся к некоему референтному водоему такого типа.

Загрязнители в озерах могут находиться в растворенном виде в водной фазе или в отложениях. Большинство радионуклидов встречаются в обеих фазах, и коэффициент распределения $K^{в-до}$ описывает их разделение между водой и отложениями. Озера получают воду из рек, почвенного стока и дождевых осадков, а теряют через истоки и испарение. Среднее время пребывания воды в озере зависит от притока и оттока воды в нем. Среднее время пребывания радионуклида в водной фазе озера зависит, кроме того, от значения $K^{в-до}$ для данного радионуклида и его радиоактивного распада. Химические свойства воды озера (рН, содержание минеральных и органических веществ, окислительно-восстановительные реакции) влияют на значение $K^{в-до}$. Эти факторы влияют также на усвоение радионуклидов биотой. Озера, обедненные питательными веществами, обычно характеризуются более высокими коэффициентами концентрирования при переходе радионуклидов из воды в биоту, чем озера, более богатые питательными веществами.

Для моделирования гидрологического транспорта разработано много методов [3], позволяющих вычислить активность радиоактивных веществ в элементах водной экосистемы в любой момент времени. Оценки гидроло-

гического транспорта необходимы для определения соответствующих радиационных нагрузок.

Иногда прямые измерения нельзя реализовать практически. Это может быть обусловлено техническими трудностями при измерении концентрации активности радионуклида в соответствующей среде, сложностью получения образцов или большим количеством радионуклидов и путей их попадания в организм. Прямые измерения также могут быть нецелесообразны, если требуется прогноз мощности дозы, например, чтобы получить ожидаемую коллективную дозу, прежде чем будут проведены необходимые измерения после или во время облучения. В данном случае решается обратная задача. Фиксируются квоты предела дозы для различных видов водопользования и определяются соответствующие допустимые концентрации радионуклидов с целью определения лимитирующего (в смысле радиационного воздействия) вида водопользования. Затем, установив квоту уже на комплексное водопользование, можно окончательно определить допустимую концентрацию радиоактивных веществ в воде водного объекта. В этом случае необходимо применять модели для определения доз по данным о величинах и скоростях поступлений радиоактивных веществ в окружающую среду. Такое соотношение зависит от различных факторов: условий выброса, физико-химической формы радионуклидов, от того, происходит ли выброс в атмосферу, непосредственно в водоем или в землю, а также от характеристик внешней среды, куда осуществляется сброс. Как правило, модели являются упрощенным математическим описанием реальных процессов переноса. Некоторые из этих процессов изучены достаточно хорошо и могут быть адекватно описаны с помощью математических моделей, основанных на результатах экспериментальных исследований. Очевидным примером является перенос выпадающих радионуклидов по пищевым цепочкам.

Тип использованной модели зависит от требуемой информации, от характеристик радионуклидов и способов их поступления в окружающую среду. При этом особенно важно знать, можно ли считать распределение радионуклида постоянным, а концентрацию активности приблизительно не зависящей от времени. Если оба эти условия удовлетворяются, как это имеет место для некоторых встречающихся в природе радионуклидов, даже самая простая форма модели окружающей среды адекватно описывает мощность поглощенной дозы. Эта модель («модель удельной активности») прямо связывает предполагаемую концентрацию активности в органах или тканях тела с измеренной концентрацией активности в подходящей природной среде. Методология применения подобных расчетов, основанная на идее не зависящих от времени коэффициентов переноса, разработана в [4] и использована в данной работе.

3. Модель оценки дозовых нагрузок на население при различных видах водопользования

3.1. Основные механизмы переноса радиоактивных веществ из воды в организм человека

В результате сброса радиоактивных веществ в водные системы некоторые радиоизотопы могут попасть в организм человека или других живых существ.

Ниже перечислены основные механизмы переноса радиоактивных веществ при загрязнении рек, ручьев, озер и океанов [5] (знаком «*» обозначены побочные источники облучения, знаком «**» — основные источники облучения).

1. Опасности, связанные с использованием питьевой воды:

- 1.1) ** облучение желудочно-кишечного тракта человека;
- 1.2) * перенос радиоактивных материалов в кровеносную систему и облучение крови;
- 1.3) ** перенос в критический орган, где происходит накопление (печень, почки, кости или щитовидную железу), в зависимости от конкретного радиоэлемента и его химической и физической формы;
- 1.4) ** облучение органов размножения как под действием радиоактивных материалов, проходящих через тело и накапливающихся в тех или иных органах, так и в редких случаях накопления материалов в самих органах размножения;
- 1.5) удерживание фильтрующихся радиоактивных материалов в системах очистки воды, приводящее к внешнему облучению;
- 1.6) * удерживание нефилтрующихся материалов в ионообменных системах (например, в смягчителях воды) или в хлопьевидных отложениях в муниципальных органах снабжения водой;
- 1.7) отложения радиоактивных материалов вместе с накипью, образующейся от кипения жесткой воды;
- 1.8) поглощение с пищей, промываемой или приготавливаемой с использованием воды.

2. Опасности, возникающие в результате погружения в воду:

- 2.1) внешнее облучение от окружающей воды во время плавания;
- 2.2) дополнительное облучение материалами, приставшими к илу, скалам, насыпям, водяным растениям;
- 2.3) облучение материалами, приставшими к коже или к одежде;

- 2.4) * проглатывание воды (эквивалентно случаю 1);
- 2.5) облучения, аналогичные п. 2.1 и 2.2, в результате использования воды в санитарно-гигиенических целях.
3. Опасности, возникающие при тесном контакте с водой:
 - 3.1) внешнее облучение от рек, озер, водохранилищ;
 - 3.2) внешнее облучение от ила, песка, растительности или отложений соли вблизи берега, на пляжах или отмелях во время отливов;
 - 3.3) внешнее облучение от воды во время катания на лодке, воднолыжного спорта, при ловле рыбы и т. д.;
 - 3.4) расширение п. 3.3 за счет радиоактивных отложений на лодочных каркасах, рыболовной снасти, шлюзах и т. д.;
 - 3.5) вдыхание брызг загрязненной воды;
 - 3.6) отложение под действием брызг на коже и одежде;
 - 3.7) аналогичные ситуации при домашнем употреблении питьевой воды.
4. Опасности, возникающие при использовании воды для ирригации:
 - 4.1) внешнее облучение, обусловленное радиоактивностью воды в каналах или канавах;
 - 4.2) осаждение радиоактивных материалов на поверхностях русла каналов или канав, обнажающихся в отсутствие ирригационной воды;
 - 4.3) * захват радиоактивных материалов атмосферным воздухом как по указанным причинам, так и с орошаемой почвы;
 - 4.4) прямое смачивание открытых поверхностей растения загрязненной водой при надземном орошении;
 - 4.5) ** непосредственное поглощение радиоактивных материалов из воды корнями растений, а также запаздывающее поглощение, являющееся следствием удержания тех же материалов почвой; и в том, и в другом случае происходит включение радиоактивных материалов в организм растения; это может привести как к прямому облучению растениями, так и к усвоению радиоактивных материалов человеком или травоядными животными через пищу;
 - 4.6) дальнейший перенос и распространение радиоактивных материалов птицами или насекомыми;
 - 4.7) перенос в атмосферу путем сжигания растений;
 - 4.8) * радиоактивность яиц, молока и мяса у травоядных животных и птиц, поступающая через пищу, как указано в п. 4.5.
- 5) Опасности, вытекающие из наличия цепочек биологических превращений в пресной воде:

- 5.1) * значительное усвоение радиоактивных материалов как прикрепленными ко дну водорослями, так и планктоном (свободно плавающими организмами);
 - 5.2) * передача радиоактивных материалов улиткам, личинкам насекомых и т. д. как непосредственно, так и путем, указанным в п. 5.1;
 - 5.3) * передача более высоким формам жизни включая употребляемых в пищу рыб;
 - 5.4) ** потребление человеком рыбы, в организм которой попали радиоактивные вещества.
 - 5.5) * передача водяным растениям;
 - 5.6) * передача водной птице через водные растения, насекомых и т. д.;
 - 5.7) * потребление человеком птиц, в организм которых попали радиоактивные вещества;
 - 5.8) более необычные пути, например поглощение лягушками насекомых, в организм которых попали радиоактивные вещества, а затем употребление человеком в пищу лягушачьих лапок;
 - 5.9) массовое появление однодневных насекомых, в организм которых попали радиоактивные вещества, загрязнение ими жилищ и поглощение их птицами;
 - 5.10) вторичное загрязнение птичьих гнезд через испражнения;
 - 5.11) абсорбция радиоизотопов рыбьей икрой;
 - 5.12) постоянный кругооборот изотопов благодаря наличию цепочек биологических превращений, обусловленных умиранием и разложением организмов; в любом из указанных случаев передачи радиоактивных материалов как передающее, так и получающее звено подвергается определенному облучению.
6. Опасности, вытекающие из наличия цепочек биологических превращений в океане ¹:
- 6.1) поглощение, аналогичное 5.1, но включающее также морские водоросли;
 - 6.2) передача беспозвоночным животным, аналогичная 5.2, но при большей роли моллюсков;

¹ Хотя процесс усвоения морскими организмами радиоактивных изотопов аналогичен имеющему место в пресной воде, тем не менее степень биологической концентрации для каждого данного радиоэлемента может в том и другом случаях существенно различаться. Например, радиоактивный цезий достигает высоких концентраций в организмах пресноводной фауны, но, по-видимому, значительного его усвоения из морской воды не происходит.

- 6.3) передача рыбам, птицам и другим животным аналогично тому, как указано в п. 5.3, 5.5, 5.6, 5.10, 5.11 и 5.12;
- 6.4) * поглощение радиоактивных материалов человеком вследствие употребления в пищу морских водорослей, моллюсков, рыб и птиц.
7. Опасности, связанные с промышленными процессами:
- 7.1) прямое облучение, эквивалентное случаю 3;
- 7.2) преимущественная адсорбция радиоактивных материалов на пищевых продуктах в процессе промывания.
8. Опасности, связанные с удалением сточных вод:
- 8.1) накопление радиоактивных материалов в канализационных трубах, которые будут в дальнейшем требовать обслуживания;
- 8.2) накопление в шламе и в фильтрующих слоях;
- 8.3) накопление в бактериях с воздействием на функции последних;
- 8.4) * концентрация и возвращение к сельскохозяйственной сфере через удобрения.

3.2. Пути облучения населения при комплексном использовании водного объекта

Для проведения соответствующих расчетов необходимо формализовать механизмы переноса радионуклидов из водного объекта к человеку, исходя из значимости того или иного способа миграции, а также на основании накопленной на данный момент информации о коэффициентах распределения радиоактивных веществ между различными элементами водной экосистемы. В связи с этим представляется целесообразным редуцировать схему путей облучения человека от радиоактивных отходов в поверхностных слоях воды до следующего вида (**рис. 1**):

Внешнее облучение:

- Купание (без заглатывания воды);
- рыбная ловля, плавание на лодке;
- пребывание на пляже;
- пребывание на заливных (орошаемых) землях.

Внутреннее облучение:

- потребление питьевой воды;
- потребление рыбы;
- водопой скота (потребление молока, потребление мяса);
- выпас скота на орошаемых пастбищах (потребление молока, потребление мяса);

- поливное земледелие (потребление овощей и фруктов с орошаемых земель);
- ингаляция.

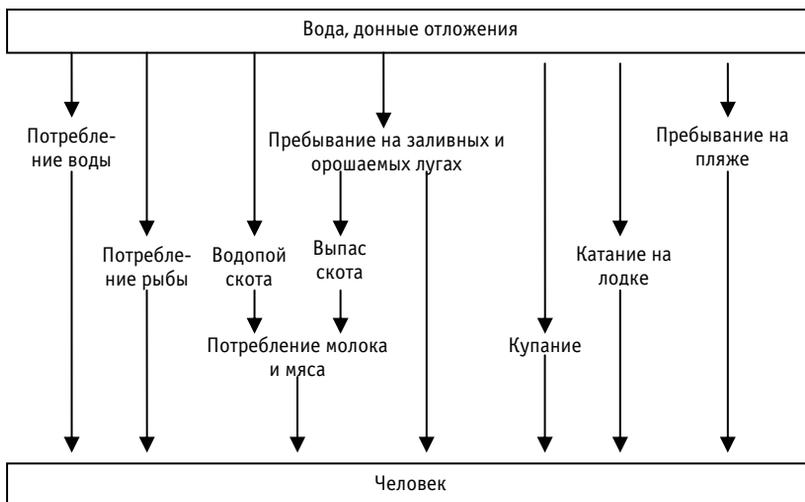


Рис. 1. Пути облучения человека при комплексном использовании водного объекта

Таким образом, будем рассматривать следующие виды водопользования:

- хозяйственно-питьевое;
- рыбохозяйственное;
- сельскохозяйственное;
- культурно-бытовое;
- комплексное (все вышеперечисленное).

В пределах каждого вида водопользования выделим цепочки формирования дозовых нагрузок. К *хозяйственно-питьевому водопользованию* отнесем непосредственное потребление воды (цепочка 1.1), к *рыбохозяйственному* — потребление рыбы (цепочка 2.1), к *сельскохозяйственному* — использование водоема для водопоя скота с последующим поступлением радиоактивных веществ в мясо и молоко животных (цепочка 3.1), орошение загрязненной водой территорий, используемых для выпаса скота, дальнейшее поступление радионуклидов в мясо и молоко животных (цепочка 3.2), потребление продуктов питания, выращенных на орошаемых территориях (цепочка 3.3), к *культурно-бытовому* — купание (цепочка 4.1), пребывание на пляже (цепочка 4.2), пребывание на заливных и орошаемых территориях (цепочка 4.3), плавание на лодке (цепочка 4.4).

3.3. К вопросу определения критических групп населения при различных видах водопользования

В соответствии с НРБ-99 под критической группой понимается группа лиц из населения (не менее 10 человек), однородная по одному или нескольким признакам (полу, возрасту, социальным или профессиональным условиям, месту проживания, рациону питания), которая подвергается наибольшему радиационному воздействию по данному пути облучения от данного источника излучения.

В [6] отмечается, что во многих случаях эффективные дозы в популяции оцениваются только для взрослых лиц. Это связано с тем, что для других возрастных групп данные по концентрациям радионуклидов в тканях не всегда полностью доступны. Тем не менее в настоящее время МКРЗ располагает дозовыми коэффициентами, зависящими от возраста. Соответствующие расчеты необходимо проводить для следующих категорий населения: новорожденные дети до 1 года ($n = 1$), дети в возрасте 1—2 лет ($n = 2$), дети в возрасте 2—7 лет ($n = 3$), дети в возрасте 7—12 лет ($n = 4$), дети в возрасте 12—17 лет ($n = 5$), взрослые (старше 17 лет) ($n = 6$).

Наряду с различием в значениях дозовых коэффициентов для различных групп населения существенным моментом при оценке доз является разная интенсивность годового поступления пищи, воды и воздуха. В отчете Научного комитета по действию атомной радиации (НКДАР) ООН 1993 г. [7] приведены усредненные (по всему миру) значения потребления различных продуктов питания и воздуха для различных критических групп. Потребление молока оценивалось как 120 кг/год для младенцев и 110 кг/год для детей. В отношении других пищевых продуктов было сделано допущение, что их интенсивные показатели потребления составляют две трети (дети) или одну треть (младенцы) соответствующих значений для взрослых [8]. Вообще говоря, усредненный показатель потребления для всего мира нельзя применять к отдельным лицам (более того, к отдельным лицам в разных регионах), однако в качестве референтных оценок доз их использование вполне оправданно. Суммарные данные по среднему годовому поступлению продуктов питания и воздуха для различных критических групп приведены в табл. 8 (раздел 6).

4. Определение допустимой концентрации радиоактивных веществ в воде водного объекта при различных вариантах водопользования

Практически очевидно, что дозу D для населения, формируемую за счет присутствия радионуклидов в водном объекте, можно представить в виде

$$D = D_{\text{внут}} + D_{\text{внеш}} + D_{\text{инг}} + \Delta D, \quad (1)$$

где $D_{\text{внут}}$, $D_{\text{внеш}}$ и $D_{\text{инг}}$ — дозы соответственно внутреннего, внешнего и ингаляционного поступления радиоактивных веществ в организм человека, а в слагаемом ΔD учитываются пути поступления радионуклидов, за счет которых формируются дозы, заведомо много меньшие уже упомянутых (например, при вдыхании брызг, всасывании через кожу и пр.); это слагаемое при оценке суммарной дозы, как правило, можно опустить. Представляя в явном виде каждое из слагаемых правой части (1) и группируя новые слагаемые в соответствии с выделенными ранее цепочками поступления радионуклидов при различных вариантах водопользования в организм человека, получаем ограничения на содержание радионуклидов в воде водного объекта.

В общем случае для внешнего облучения допустимая удельная активность радионуклида в воде для j -го варианта водопользования определяется соотношением (список обозначений приведен в разделе 5)

$$C_{i,jk}^{(n)} = \frac{D_{jk}}{\varepsilon_{i,jkn}^{\text{внеш}} \tau_{jkn}}. \quad (2)$$

Для внутреннего облучения допустимая удельная активность радиоактивного вещества в воде определяется по соотношению

$$C_{i,jk}^{(n)} = \frac{D_{jk}}{\varepsilon_{i,jkn}^{\text{внут}} F_{i,jk} M_{l,n}}. \quad (3)$$

Для расчета допустимой активности радионуклида в воде водного источника при внутреннем облучении необходимо конкретизировать вид коэффициента $F_{i,jk}$. Для этого рассмотрим все цепочки формирования доз внутреннего облучения более подробно.

4.1. Непосредственное потребление воды

Простейшим путем поступления радионуклидов в организм пресной воды является непосредственное потребление ее человеком. Необходимо в

принципе сделать допущение, что происходит какая-то дезактивация воды в результате процессов ее обработки перед употреблением. Поскольку для пресной воды этот эффект мал, мы его учитывать не будем. В этом случае вычисление дозы требует единственного предположения о поглощенном объеме и дозе на единицу перорального поступления активности рассматриваемого радионуклида. Доза для человека только при питьевом использовании водоема формируется по цепочке «вода — человек» и определяется очевидным соотношением

$$C_{i,11}^{(n)} = \frac{D_{11}}{M_{e,n} \cdot \varepsilon_{i,11n}} \rho. \quad (4)$$

4.2. Потребление рыбы

Концентрация активности в рыбе и другой водной флоре и фауне рассчитывается на основе предположения, что они находятся в равновесном состоянии с водой. Поэтому отношение концентрации активности на единицу массы в рыбе и других организмах к концентрации активности в воде при таком предположении является константой. Вычисления индивидуальной дозы требуют знания потребляемой массы и дозы на единицу поступления активности с пищей для рассматриваемого радионуклида.

Доза для человека при рыбохозяйственном использовании водоема формируется по двум цепочкам: «вода — рыба — человек» и «донные отложения — рыба — человек». Для первой цепочки:

$$F_{i,21} = K_i^{P-B}. \quad (5)$$

Для второй цепочки:

$$F_{i,21} = K_i^{P-DO}. \quad (6)$$

Таким образом, получаем следующие ограничения на содержание i -го радионуклида в воде

$$C_{i,21}^* = \frac{D_{21}}{\varepsilon_{i,21n}^{\text{внут}} M_{p,n} K_i^{P-B}} \quad (7)$$

и в донных отложениях

$$C_{i,21}^{**} = \frac{D_{21}}{\varepsilon_{i,21n}^{\text{внут}} M_{p,n} K_i^{P-DO}}. \quad (8)$$

Учитывая, что

$$C^{**} = K_i^{\text{В-до}} C^*, \quad (9)$$

окончательно имеем

$$C_{i.21}^{(n)} = \frac{D_{21}}{\varepsilon_{i.21n}^{\text{внут}} M_{p.n}} \left(\frac{1}{K_i^{\text{Р-В}}} + \frac{1}{K_i^{\text{Р-до}} K_i^{\text{В-до}}} \right). \quad (10)$$

4.3. Потребление сельскохозяйственных продуктов

Наиболее важным путем, по которому радиоактивность может попадать к человеку из водных объектов, является орошение путем разбрызгивания воды при выращивании урожая. Форма модели, используемая для расчетов в этом случае, такая же, как и для любого другого процесса отложения радиоактивности.

В соответствии с формулой (3)

$$C_{i.31}^{(n)} = \frac{D_{31}}{\varepsilon_{i.31n}^{\text{внут}}} \left(\frac{1}{K_i^{\text{вод-мол}} M_{\text{мол.л}}} + \frac{1}{K_i^{\text{вод-м}} M_{\text{м.л}}} \right), \quad (11)$$

$$C_{i.32}^{(n)} = \frac{D_{32}}{\varepsilon_{i.32n}^{\text{внут}}} \left(\frac{1}{K_i^{\text{вып-мол}} M_{\text{мол.л}}} + \frac{1}{K_i^{\text{вып-м}} M_{\text{м.л}}} \right), \quad (12)$$

$$C_{i.33}^{(n)} = \frac{D_{33}}{\varepsilon_{i.33n}^{\text{внут}} K_i^{\text{об}} M_{\text{ов.л}}}. \quad (13)$$

4.4. Другие пути поступления

Большинство других путей поступления радионуклидов относительно менее важны с точки зрения коллективных доз, однако могут быть важны для индивидуумов. Примером является непосредственное внешнее облучение от загрязненных отложений вдоль береговой линии, для которого решающее значение имеет время пребывания, а также мощность дозы. Аналогичный путь — ингаляционное поступление активности, содержащейся в воздухе, либо за счет частиц из донных отложений, которые были подняты в воздух в результате вторичного пылеобразования на побережье. Также может быть оценено прямое облучение за счет активности в воде при плавании, катании на лодке и т. д.

Образование концентраций вторично взвешенных веществ с поверхностей после их отложения зависит от многих причин, таких как физические характеристики поверхности, возраст отложения, сила ветра и других возмущений. Реальная взаимосвязь для данного радионуклида между концентрацией активности на единицу объема в воздухе и активностью на

единицу поверхности чрезвычайно сложна, и для ее установления существует много моделей различной степени сложности. Простейшей является модель, предусматривающая использование коэффициента вторичного пылеобразования, определяемого как отношение концентрации вторично взвешенного вещества в воздухе на единицу объема к поверхностной активности на единицу площади. Поскольку ингаляционный путь поступления радионуклидов в организм заведомо не является доминирующим (хотя это относится не ко всем радионуклидам), воспользуемся следующими оценочными положениями, изложенными в [4]. Будем считать, что частицы в воздухе и в почве содержат загрязненную примесь в одинаковой пропорции. Тогда, имея сведения о среднем содержании пыли в воздухе и удельной активности поверхностного слоя почвы, можно вывести концентрацию активности на единицу массы или объема воздуха. Основная проблема связана с предположением, что примесь и почва подвергаются вторичному взвешиванию в воздухе в одинаковой степени. Это почти определено неверно для свежих отложений, и даже для старых отложений требуется применение эмпирических корректирующих коэффициентов. Однако для материала, который равномерно перемешан в поверхностном слое почвы, например, для долгоживущих радионуклидов естественного происхождения, таких проблем не возникает. Содержание твердых частиц в воздухе принимается равным 50 мкг/м^3 ; это значение является репрезентативной величиной содержания пыли в приземном слое воздуха для всего земного шара. Таким образом, зная концентрацию радионуклида в поверхностном слое почвы $C_i^{\text{поч}}$ (Бк/кг), можно легко оценить его концентрацию в атмосфере за счет пылеобразования²:

$$C_i^{\text{воз}} = \varphi C_i^{\text{поч}} = \varphi K_i^{\text{в-д}} C_{i,jk}^{(n)}. \quad (14)$$

Следовательно, доза за счет ингаляционного поступления при выдыхании пыли определяется из соотношения

$$D_i^{\text{инг}} = \varphi K_i^{\text{в-до}} V_n C_{i,j,k}^{(n)} \varepsilon_{i,n}^{\text{инг}} \tau_{jkn}. \quad (15)$$

Ингаляционное поступление радиоактивных веществ будет учтено при расчете цепочек 4.2 и 4.3.

Для расчета допустимой активности радионуклида в воде водного источника при внешнем облучении можно непосредственно использовать (2) с поправкой на дополнительное поступление радионуклидов за счет ингаляции. Для цепочек 4.2 и 4.3

² Для случая песчаных грунтов.

$$C_{i,4k}^{(n)} = \frac{D_{4k}}{\left(\varepsilon_{i,4kn}^{\text{внеш}} + \varphi K_i^{\text{в-до}} V_n \varepsilon_{i,n}^{\text{инг}} \right) \tau_{4kn}}, \quad (16)$$

где $k = 2, 3$.

Для цепочек 4.1 и 4.4

$$C_{i,4k}^{(n)} = \frac{D_{4k}}{\varepsilon_{i,4kn}^{\text{внеш}} \tau_{4kn}}, \quad (17)$$

где $k = 1, 4$.

4.5. Квотирование предела дозы для различных видов водопользования

Важным моментом является вопрос, связанный с выделением квоты предела дозы на население при комплексном водопользовании. В соответствии с положением СП АС-03 [10] «значения допустимых сбросов рассчитываются исходя из дозы облучения населения 10 мкЗв в год». В то же время согласно НРБ-99 «при регламентировании содержания радиоактивных веществ в случае питьевого водопользования уровень монофакторного воздействия (средняя за год удельная активность i -го радионуклида в воде) определяется, исходя из того, что при постоянном потреблении воды в объеме 2 кг/сут эффективная доза не должна превышать 0,1 мЗв/год». Значение допустимой дозовой нагрузки, регламентируемое СП АС-03, не только численно на порядок меньше величины, определяемой НРБ-99, но и дополнительно гораздо жестче с точки зрения нормирования в том плане, что доза облучения населения не ограничивается исключительно питьевым водопользованием (как в НРБ-99), а в принципе должна включать в себя все пути поступления радиоактивных веществ в организм человека из водного объекта. Мы в наших оценках будем руководствоваться величиной 10 мкЗв/год как квотой на облучение населения, нормирующей поступление радиоактивных веществ в водный объект со стороны АЭС.

4.6. Определение критических групп населения для различных цепочек формирования дозовой нагрузки

В связи с различием значений дозовых коэффициентов для случаев внутреннего и ингаляционного поступления радионуклидов, а также интенсивности потребления продуктов питания и воздуха для различных возрастных групп населения, будут различаться и соответствующие дозовые нагрузки. Следовательно, при одной и той же квоте от предела дозы для конкретного пути поступления радионуклида в результате водопользования максимально возможная концентрация радиоактивных веществ, соответ-

ствущая этой допустимой дозе, также будет зависеть от того, какая группа населения использует водный объект. Для дальнейшей классификации водных сред по уровню содержания в них радиоактивных веществ необходимо для каждого пути поступления радионуклидов определить соответствующую критическую возрастную группу населения. Как уже было оговорено, будем рассматривать шесть возрастных групп. Кроме того, учтем, что при расчете поступления радионуклидов в организм взрослого человека в результате потребления рыбы, а также плавания на лодке соответствующие значения интенсивности потребления рыбы и относительно времени пребывания на лодке необходимо брать для рыбаков, поскольку именно они, очевидно, получают наибольшую дозу облучения по сравнению с остальным взрослым населением региона при одинаковой концентрации радионуклидов в воде водного объекта.

Критическая группа населения (значение $n = n^*$) для каждой цепочки (j, k) поступления i -го радионуклида в организм человека определяется из условия

$$C_{i,jk}^{(n^*)} = \min \{ C_{i,jk}^{(1)}, C_{i,jk}^{(2)}, C_{i,jk}^{(3)}, C_{i,jk}^{(4)}, C_{i,jk}^{(5)}, C_{i,jk}^{(6)} \}, \quad (18)$$

где величины $C_{i,jk}^{(n)}$ определяются по формулам (4), (10)—(13), (16) и (17), а значения необходимых коэффициентов приведены в разделе 6. Результаты расчетов допустимой удельной активности наиболее радиологически опасных радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu) в воде водного объекта для различных групп населения представлены в табл. 1.

Таблица 1. К определению критических групп населения для различных путей поступления радионуклидов из водного объекта в организм человека

Радионуклид	Допустимая концентрация i -го радионуклида в воде водного объекта, Бк/кг					
	<i>Потребление рыбы</i>					
	$n = 1$	$n = 2$	$n = 3$	$n = 4$	$n = 5$	$n = 6$
^{90}Sr	Ограничений нет	9,6	9,9	5,8	3,5	2,8
^{137}Cs	Ограничений нет	0,19	0,15	0,11	0,068	0,019
^{239}Pu	Ограничений нет	9,2	7,8	7,2	6,5	1,7
	<i>Водой скота</i>					
	$n = 1$	$n = 2$	$n = 3$	$n = 4$	$n = 5$	$n = 6$
^{90}Sr	99	160	200	140	87	200
^{137}Cs	160	140	140	120	77	61
^{239}Pu	260	1600	1800	2200	2200	1900

Табл. 2. (окончание)

Радионуклид	Допустимая концентрация <i>i</i> -го радионуклида в воде водного объекта, Бк/кг					
	<i>Выпас скота на орошаемых территориях</i>					
	<i>n</i> = 1	<i>n</i> = 2	<i>n</i> = 3	<i>n</i> = 4	<i>n</i> = 5	<i>n</i> = 6
⁹⁰ Sr	24	38	49	33	21	49
¹³⁷ Cs	48	42	43	35	23	18
²³⁹ Pu	77	150	210	300	310	320
	<i>Потребление овощей с орошаемых территорий</i>					
	<i>n</i> =1	<i>n</i> = 2	<i>n</i> = 3	<i>n</i> = 4	<i>n</i> = 5	<i>n</i> = 6
⁹⁰ Sr	0,43	0,68	0,98	0,71	0,41	0,67
¹³⁷ Cs	19	16	19	17	10	5,7
²³⁹ Pu	13	66	78	88	77	42
	<i>Купание</i>					
	<i>n</i> = 1	<i>n</i> = 2	<i>n</i> = 3	<i>n</i> = 4	<i>n</i> = 5	<i>n</i> = 6
⁹⁰ Sr	Ограничений нет		5,7·10 ³	5,7·10 ³	2,8·10 ³	2,8·10 ³
¹³⁷ Cs	Ограничений нет		6,5·10 ²	6,5·10 ²	3,2·10 ²	3,2·10 ²
²³⁹ Pu	Ограничений нет		5,3·10 ⁶	5,3·10 ⁶	2,7·10 ⁶	2,7·10 ⁶
	<i>Пребывание на пляже</i>					
	<i>n</i> = 1	<i>n</i> = 2	<i>n</i> = 3	<i>n</i> = 4	<i>n</i> = 5	<i>n</i> = 6
⁹⁰ Sr	24	17	8,7	6,9	2,5	3,1
¹³⁷ Cs	34	32	15	11	4,1	3,7
²³⁹ Pu	4,5	2,5	0,95	0,73	0,26	0,22
	<i>Пребывание на заливных и орошаемых территориях</i>					
	<i>n</i> = 1	<i>n</i> = 2	<i>n</i> = 3	<i>n</i> = 4	<i>n</i> = 5	<i>n</i> = 6
⁹⁰ Sr	Ограничений нет		8,7	3,3	1,2	0,21
¹³⁷ Cs	Ограничений нет		15	5,5	2,0	0,24
²³⁹ Pu	Ограничений нет		0,95	0,35	0,12	0,015
	<i>Катание на лодке</i>					
	<i>n</i> = 1	<i>n</i> = 2	<i>n</i> = 3	<i>n</i> = 4	<i>n</i> = 5	<i>n</i> = 6
⁹⁰ Sr	Ограничений нет					
¹³⁷ Cs	Ограничений нет		650	650	350	36
²³⁹ Pu	Ограничений нет					

Примечание. Допустимые концентрации радиоактивных веществ для случая хозяйственно-питьевого использования водного объекта (потребление воды) приведены в НРБ-99 и равны 5 Бк/кг для ⁹⁰Sr, 11 Бк/кг для ¹³⁷Cs и 0,56 Бк/кг для ²³⁹Pu. Эти значения соответствуют квоте предела дозы 0,1 мЗв/год. Если исходить из значения 10 мкЗв/год, то допустимые концентрации будут в 10 раз меньше.

4.7. Ограничения на содержание радиоактивных веществ в воде водного объекта при различных стратегиях водопользования

Ранее (см. подраздел 3.2) было выделено четыре принципиально разных вида водопользования (а также пятый — комплексный, включающий в себя все предыдущие) и были отмечены пути формирования дозовой нагрузки на население при каждом из вариантов использования водного объекта. Очевидным условием определения допустимой концентрации радиоактивных веществ для каждой стратегии водопользования является непревышение суммарной (по всем цепочкам формирования дозовой нагрузки, отнесенным к данному виду водопользования) дозы на лиц из критической группы населения (определенной отдельно для каждого из учитываемых путей поступления радиоактивных веществ из водного объекта в организм человека) квоты предела дозы (т. е. части предела дозы, установленной для ограничения облучения населения от конкретного техногенного источника излучения и/или пути облучения), выделенной для данного вида водопользования. Квоту предела дозы для каждого вида водопользования примем равной 10 мкЗв/год (см. подраздел 4.5).

Допустимая концентрация i -го радионуклида при хозяйственно-питьевом использовании водоема определяется соотношением

$$C_{i,1} = \frac{D_1}{M_{в,н*} \cdot \epsilon_{i,11н*}} \rho. \quad (19)$$

Допустимая концентрация i -го радионуклида при рыбохозяйственном использовании водоема определяется соотношением

$$C_{i,2} = \frac{D_2}{\epsilon_{i,21н*} M_{р,н*}} \left(\frac{1}{K_i^{р-в}} + \frac{1}{K_i^{р-до} K_i^{в-до}} \right). \quad (20)$$

Допустимая концентрация i -го радионуклида при сельскохозяйственном использовании водоема определяется соотношением

$$C_{i,3} = D_3 \left(\frac{\epsilon_{i,31н*}^{внут}}{1} + \frac{1}{K_i^{вод-мол} M_{мол,н*}} + \frac{1}{K_i^{вод-м} M_{м,н*}} + \frac{\epsilon_{i,32н*}^{внут}}{1} + \epsilon_{i,33н*}^{внут} K_i^{об} M_{об,н*} + \frac{1}{K_i^{вып-мол} M_{мол,н*}} + \frac{1}{K_i^{вып-м} M_{м,н*}} \right)^{-1}. \quad (21)$$

Допустимая концентрация i -го радионуклида при культурно-бытовом использовании водоема определяется соотношением

$$C_{i,4} = \frac{D_4}{\sum_{k=2,3} (\varepsilon_{i,4kn}^{\text{внеш}} + \phi K_i^{\text{в-до}} V_n \varepsilon_{i,n}^{\text{инг}}) \tau_{4kn} + \sum_{k=1,4} \varepsilon_{i,4kn}^{\text{внеш}} \tau_{4kn}}. \quad (22)$$

Допустимая концентрация i -го радионуклида при комплексном использовании водоема определяется соотношением

$$C_{i,5} = \frac{D_5}{\alpha_i}, \quad (23)$$

где

$$\begin{aligned} \alpha_i = & \frac{M_{e,n} \varepsilon_{i,11n}^{\text{внут}}}{\rho} + \frac{\varepsilon_{i,21n}^{\text{внут}} M_{p,n}}{\left(\frac{1}{K_i^{\text{р-в}}} + \frac{1}{K_i^{\text{р-до}} K_i^{\text{в-до}}} \right)} + \frac{\varepsilon_{i,31n}^{\text{внут}}}{\left(\frac{1}{K_i^{\text{вод-мол}} M_{\text{мол},n}} + \frac{1}{K_i^{\text{вод-м}} M_{\text{м},n}} \right)} + \\ & + \frac{\varepsilon_{i,32n}^{\text{внут}}}{\left(\frac{1}{K_i^{\text{вып-мол}} M_{\text{мол},n}} + \frac{1}{K_i^{\text{вып-м}} M_{\text{м},n}} \right)} + \varepsilon_{i,33n}^{\text{внут}} K_i^{\text{ов}} M_{\text{ов},n} + \sum_{k=1,4} [\varepsilon_{i,4kn}^{\text{внеш}} \tau_{4kn}] + \\ & + \sum_{k=2,3} \left[(\varepsilon_{i,4kn}^{\text{внеш}} + \phi K_i^{\text{в-до}} V_n \varepsilon_{i,n}^{\text{инг}}) \tau_{4kn} \right]. \quad (24) \end{aligned}$$

В (24) все величины, отмеченные знаком «*», относятся к показателям критической группы населения для данной (j, k) цепочки водопользования.

Итак, данные, приведенные в табл. 2, явно свидетельствуют о том, что поступление радионуклидов с питьевой водой далеко не всегда является критическим с точки зрения оценки дозовых нагрузок на население при водопользовании. Более того, при комплексном водопользовании ограничение на содержание радионуклидов в воде водного объекта может не совпадать (в сторону ужесточения) с уровнями вмешательства на порядки. При оценке радиационного благополучия водного объекта необходимо проводить комплексный анализ всех путей поступления радиоактивных веществ в организм человека.

Таблица 2. Ограничения на содержание радиоактивных веществ в воде водного объекта для различных вариантов водопользования, Бк/кг

Нуклид	Хозяйственно-питьевое водопользование	Сельскохозяйственное водопользование			Рыбохозяйственное водопользование	Культурно-бытовое водопользование				Комплексное использование водного объекта	
		Потребление воды	Водопой скота	Выпас скота на орошаемых территориях		Потребление овощей с орошаемых территорий	Потребление рыбы	Купание	Пребывание на пляже		Пребывание на заливных и орошаемых землях
⁹⁰ Sr	0,5	87	21	0,41	2,8	2800	2,5	0,21	0,19	Ограничений нет	0,1
		0,4									
¹³⁷ Cs	1,1	61	18	5,7	0,019	320	3,7	0,24	0,22	36	0,017
		4									
²³⁹ Pu	0,056	260	77	13	0,17	2,7·10 ⁶	0,22	0,015	0,014	Ограничений нет	0,01
		10									

5. Список обозначений

- D_{jk} — квота предела дозы, установленная для j -го варианта водопользования в k -й цепочке облучения, мЗв/год;
- D_j — квота предела дозы, установленная для j -го варианта водопользования (по всем цепочкам облучения, отнесенным к данному виду водопользования), мЗв/год;
- $C_{i,jk}^{(n)}$ — концентрация в воде водного объекта i -го радионуклида, определенная для n -й возрастной группы населения и соответствующая регламентированному значению D_{jk} , Бк/м³;
- $C_{i,j}$ — концентрация в воде водного объекта i -го радионуклида, соответствующая регламентированному значению D_j , Бк/м³;
- $F_{i,jk}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида по пищевым цепям в j -м варианте водопользования в k -й цепочке облучения, м³/кг;
- $\varepsilon_{i,jkn}^{\text{внут}}$ — дозовый коэффициент внутреннего облучения n -й возрастной группы населения от i -го радионуклида в j -м варианте водопользования (в k -й цепочке облучения), мЗв/Бк;
- $\varepsilon_{i,jkn}^{\text{внеш}}$ — дозовый коэффициент внешнего облучения n -й возрастной группы населения от i -го радионуклида в j -м варианте водопользования (в k -й цепочке облучения), мЗв·м³/(Бк·год);
- $\varepsilon_{i,n}^{\text{инг}}$ — дозовый коэффициент внутреннего облучения n -й возрастной группы населения от i -го радионуклида при ингаляционном поступлении, мЗв/Бк;
- τ_{jkn} — время внешнего облучения n -й критической группы для j -го вида водопользования в k -й цепочке облучения (в долях года);
- $K_i^{\text{Р-В}}$ — коэффициент накопления i -го радионуклида в рыбе при его поступлении из воды, м³/кг;
- $K_i^{\text{Р-ДО}}$ — коэффициент накопления i -го радионуклида в рыбе при его поступлении из донных отложений, кг/кг;
- $K_i^{\text{В-ДО}}$ — коэффициент распределения i -го радионуклида между водной массой и донными отложениями, м³/кг;
- $K_i^{\text{Вып-М}}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в мясо при выпасе скота на заливных (орошаемых) территориях, м³/кг;

$K_i^{\text{вып-мол}}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в молоко при выпасе скота на заливных (орошаемых территориях), м³/кг;

$K_i^{\text{вод-м}}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в мясо при водопое скота, м³/кг;

$K_i^{\text{вод-мол}}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в молоко при водопое скота, м³/кг;

$K_i^{\text{ов}}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в овощи при поливном земледелии, м³/кг;

$M_{l,n}$ — темп потребления человеком l -го пищевого продукта, где l — вода (в), рыба (р), молоко (мол), мясо (м), овощи (ов), представителем n -й возрастной группы населения, кг/год;

V_n — годовой объем вдыхаемого воздуха представителем n -й возрастной группы населения, м³/год;

φ — коэффициент вторичного пылеобразования, кг/м³;

ρ — плотность воды, кг/м³.

6. Фактические данные, необходимые для проведения расчетов по определению допустимого содержания радиоактивных веществ в воде водного объекта при различных видах водопользования

Таблица 3. Значения различных коэффициентов распределения и накопления, использующихся при расчете допустимой концентрации радиоактивных веществ в водных объектах при различных видах водопользования

Нуклид	$K_i^{\text{р-в}}$, м ³ /кг	кг/кг	$K_i^{\text{в-до}}$, м ³ /кг		$K_i^{\text{вып-м}}$, м ³ /кг	$K_i^{\text{вып-мо}}$, м ³ /кг	$K_i^{\text{вод-м}}$, м ³ /кг	$K_i^{\text{вод-мол}}$, м ³ /кг	$K_i^{\text{ов}}$, м ³ /кг
			Или-стые грунты	Песчаные грунты					
⁹⁰ Sr	0,06	3,0·10 ⁻³	1,0	0,01	1,9·10 ⁻⁴	2,0·10 ⁻⁴	4,5·10 ⁻⁵	6,0·10 ⁻⁵	6,7·10 ⁻³
¹³⁷ Cs	1,00	0,6	15,0	0,05	1,0·10 ⁻³	3,3·10 ⁻³	3,0·10 ⁻⁴	9,0·10 ⁻⁴	1,7·10 ⁻³
²³⁹ Pu	0,03	3,5·10 ⁻⁵	15,0	0,10	3,7·10 ⁻⁶	5,3·10 ⁻⁷	1,1·10 ⁻⁶	1,5·10 ⁻⁷	1,2·10 ⁻⁵

Таблица 4. Дозовые коэффициенты для случая поступления радионуклидов с водой и пищей

Нуклид	$\epsilon_{i.11n}^{\text{внут}}; \epsilon_{i.21n}^{\text{внут}}; \epsilon_{i.3kn}^{\text{внут}} (k = 1, 2, 3), \text{ мЗв/Бк}$					
	$n = 1$	$n = 2$	$n = 3$	$n = 4$	$n = 5$	$n = 6$
^{90}Sr	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-5}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-5}$
^{137}Cs	$2,1 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$9,6 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
^{239}Pu	$4,2 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$

Таблица 5. Дозовые коэффициенты для случая поступления радионуклидов с вдыхаемым воздухом

Нуклид	$\epsilon_{i.n}^{\text{инг}}, \text{ мЗв/Бк}$					
	$n = 1$	$n = 2$	$n = 3$	$n = 4$	$n = 5$	$n = 6$
^{90}Sr	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$6,5 \cdot 10^{-5}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$
^{137}Cs	$8,8 \cdot 10^{-6}$	$5,4 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-6}$	$4,6 \cdot 10^{-6}$
^{239}Pu	$8,0 \cdot 10^{-2}$	$7,7 \cdot 10^{-2}$	$6,0 \cdot 10^{-2}$	$4,8 \cdot 10^{-2}$	$4,7 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$

Таблица 6. Дозовые коэффициенты для случая внешнего облучения

Нук-лид	$\epsilon_{i.41n}^{\text{внеш}} (n = 1, \dots, 6), \text{ мЗв} \cdot \text{мЗ}/(\text{Бк} \cdot \text{год})$	$\epsilon_{i.42n}^{\text{внеш}} (n = 1, \dots, 6), \text{ мЗв} \cdot \text{мЗ}/(\text{Бк} \cdot \text{год})$	$\epsilon_{i.43n}^{\text{внеш}} (n = 1, \dots, 6), \text{ мЗв} \cdot \text{мЗ}/(\text{Бк} \cdot \text{год})$	$\epsilon_{i.44n}^{\text{внеш}} (n = 1, \dots, 6), \text{ мЗв} \cdot \text{м}^3/(\text{Бк} \cdot \text{год})$
^{90}Sr	$3,2 \cdot 10^{-7}$	—	—	—
^{137}Cs	$2,8 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
^{239}Pu	$3,4 \cdot 10^{-10}$	—	—	—

Таблица 7. Время, затрачиваемое на отдельные виды водопользования (в долях года)

Вид водопользования	$n = 1$	$n = 2$	$n = 3$	$n = 4$	$n = 5$	$n = 6$
Купание (τ_{41})	0	0	0,0055	0,0055	0,011	0,011
Пребывание на пляже (τ_{42})	0,0055	0,0055	0,011	0,011	0,022	0,022
Пребывание на заливных и орошаемых землях (τ_{43})	0	0	0,011	0,023	0,046	0,046/0,33 *
Плавание на лодке (τ_{44})	0	0	0,011	0,011	0,022	0,022/0,2 **

* Для категории населения «пастухи».

** Для категории населения «рыбаки».

Таблица 8. Референтные значения годового поступления воздуха, пищи и воды

Поступле- ние	Скорость легочной вентиляции воздуха (м ³ /год)					
	<i>n</i> = 1	<i>n</i> = 2	<i>n</i> = 3	<i>n</i> = 4	<i>n</i> = 5	<i>n</i> = 6
V_n	1000	1900	3200	5200	7300	8100
Поступле- ние	Показатель интенсивности потребления пищи (кг/год)					
	<i>n</i> = 1	<i>n</i> = 2	<i>n</i> = 3	<i>n</i> = 4	<i>n</i> = 5	<i>n</i> = 6
$M_{\text{мол.л}}$	350	320	280	240	260	240
$M_{\text{м.л}}$	10	20	25	30	35	45
$M_{\text{ов.л}}$	15	30	32,5	35	45	80
$M_{\text{р.л}}$	0	5	7,5	10	12,5	15/45 *
$M_{\text{в.л}}$	75	150	250	350	540	730

* Для категории населения «рыбаки».

Таблица 9. Прочие коэффициенты, необходимые для расчетов

ρ , кг/м ³	10^3
φ , кг/м ³	$50 \cdot 10^{-3}$

Литература

1. НРБ-99. Нормы радиационной безопасности. СП 2.6.1.758-99.
2. Радиационная безопасность: Рекомендации МКРЗ 1990 г.: Публикация 60 МКРЗ. Ч. 1: Пределы годового поступления радионуклидов в организм работающих, основанные на рекомендациях МКРЗ 1990 г.; Публикация 61 МКРЗ / Пер. с англ. — М.: Энергоатомиздат, 1994. — 192 с.
3. *Hoffman F. O. Miller C. W., Shaeffer D. L.* et al. A compilation of documented computer codes applicable to environmental assessment of radioactivity releases. — [S. l.], 1977. — (ORNL/TM-5830).
4. Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты: Доклад за 1982 г. Генеральной Ассамблее (с приложениями) / Науч. ком. ООН по действию атомной радиации. — Нью-Йорк, 1982.
5. Нормы МАГАТЭ по безопасности. Сер. 10: Удаление радиоактивных отходов в пресные воды. — Вена, 1963. — 113 с.
6. Источники и эффекты ионизирующего излучения: Отчет НКДАР ООН 2000 г. Генеральной Ассамблее с научными приложениями / Науч. ком. ООН по действию атомной радиации. — М.: РАДЭКОН, 2002.

7. Sources and Effects of Ionizing Radiation: 1993 Report to the General Assembly, with scientific annexes / United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. — New York, 1993. — (United Nations sales publication E.94.IX.2)
8. Underlying data for derived emergency reference levels. Post-Chernobyl action / Eds. J. Sinnaeve, G. Gerber; Commission of the European Communities. — [S. l.], 1991. — (EUR 12553).
9. Методические указания по установлению допустимых сбросов радионуклидов в поверхностные водные объекты. — М., 2002.
10. СанПиН 2.6.1.24-03. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-03).

Вместо заключения

Предисловие к русскому изданию

Публикации 91 МКРЗ

«Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека»

Р. М. Алексахин¹, И. И. Линге²

Сохранение качества окружающей среды, обеспечивающего устойчивое развитие общества, признано одной из наиболее острых проблем современности. Экологический императив с учетом постоянно увеличивающихся потребностей в удовлетворении энергетических нужд человечества относится к числу первых приоритетов в такой отрасли практической деятельности, какой является энергетика. Одним из примеров глобального характера проблем экологичности энергопроизводства являются дискуссии и практические шаги по сокращению выбросов парниковых газов. В целом можно утверждать, что экологические характеристики различных видов энергопроизводств становятся определяющими критериями перспектив их дальнейшего развития. Имея ряд явных экологических преимуществ, в том числе по ресурсной составляющей, атомная энергетика рассматривается как эффективный способ решения энергетических проблем при одном основополагающем условии — обязательности обеспечения радиационной безопасности на всех этапах ядерного топливного цикла. Выполнение этого условия во многом зависит от такого важного обстоятельства, как незавершенность научной дискуссии о роли радиационного фактора в биосфере и уровне обеспечения радиационной безопасности человека и природной среды, в том числе в контексте обращения с радиоактивными отходами. Заметим, что состоянием защищенности и охраны человека и окружающей среды от воздействия ионизирующих излучений обуславливается развитие не только атомной энергетики, но и вообще использование любых ядерных технологий.

Радиационная защита человека и других живых организмов с момента открытия явлений радиоактивности и фактически одновременного обнаружения биологического действия ионизирующих излучений в начале прошлого века

¹ Всероссийский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии.

² ИБРАЭ.

развивалась достаточно быстро, затрагивая все более широкие контингенты людей и объектов окружающей среды. Если до 20-х годов XX столетия вопросы радиационной защиты интересовали очень узкий круг научных работников и техников, работавших с радиоактивными материалами и первыми рентгеновскими установками, то затем проблемы радиационной безопасности затронули как врачей, так и пациентов при широком применении радионуклидов и источников ионизирующих излучений в медицинской практике. В 1940—1950-х годах с развитием атомной промышленности рекомендации по радиационной безопасности потребовалось распространить на значительный контингент работников этой отрасли. В тот же период стали рассматриваться вопросы защиты сельскохозяйственных животных, главным образом с точки зрения устойчивости производства продуктов питания в условиях ядерного конфликта. С 1950—1960-х годов — периода интенсивных ядерных испытаний и связанного с этим глобального радиоактивного загрязнения — проблемы радиационной защиты коснулись всего населения земного шара. Особый интерес к вопросам радиационной безопасности в последней четверти XX в. был обусловлен развитием атомной энергетики. Аварии на объектах использования атомной энергии, имевшие место как у нас в стране, в первую очередь на Чернобыльской АЭС в 1986 г., так и за рубежом, также инициировали масштабные радиологические и радиоэкологические исследования, которые продолжаются до настоящего времени. В последние 10—15 лет произошел новый виток в эволюции воззрений на радиационную защиту — она включила растительный и животный мир — биотическую оболочку Земли. Во многом это связано со становлением нового мировоззрения, констатировавшего исключительную значимость для человечества проблемы охраны окружающей среды от техногенных воздействий как необходимого компонента реализации стратегии устойчивого развития.

В СССР (России) научно-практические разработки в области радиационной защиты окружающей среды были начаты фактически в 1957 г. после крупной радиационной аварии на Урале, приведшей к образованию Восточно-Уральского радиоактивного следа. В этом регионе была собрана первая уникальная радиоэкологическая информация о действии ионизирующих излучений на различные природные и культурные экосистемы (лесные, травянистые, озерные, речные, сельскохозяйственные и др.) в широком интервале мощностей доз и кумулятивных доз. Впоследствии она была дополнена результатами обширных многолетних радиоэкологических исследований в регионе аварии на Чернобыльской АЭС. Следует отметить, что в обоих случаях радиоэкологические исследования шли параллельно с работами по оценке последствий радиационного воздействия на человека. Итоги этих работ обобщены в фундаментальной монографии «Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры» под редакцией Л. А. Ильина и В. А. Губанова (М., 2001).

В качестве одной из главных задач радиэкологической науки в СССР, а затем в России рассматривалось решение вопросов защиты природных объектов от действия ионизирующих излучений посредством радиэкологического нормирования. В начале 1980-х годов Национальная комиссия по радиационной защите СССР под председательством Л. А. Ильина обсуждала вопрос о санитарно-гигиенических и радиэкологических принципах радиационной защиты человека и окружающей среды. При этом подчеркивались исключительная комплексность и сложность проблемы.

В результате почти столетней истории решения большого числа научно-практических проблем по обеспечению радиационной безопасности (в первую очередь человека) были созданы научно обоснованная и убедительно подтвержденная практикой стратегия и система защиты здоровья человека от воздействия ионизирующих излучений. Решающая роль в этом принадлежит образованной в 1928 г. Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ). За эти годы поле ее деятельности охватило все аспекты радиационной защиты человека. Один из главных итогов работы МКРЗ — ее рекомендации по принципам и стратегии радиационной безопасности. Практически во всех странах мира, в том числе и в России, рекомендации МКРЗ стали основой нормативно-правовой базы в области радиационной безопасности.

До конца 80-х — начала 90-х годов прошлого века МКРЗ детально не рассматривала вопросы радиационной защиты объектов окружающей среды — живых организмов, их популяций, сообществ и экосистем. МКРЗ интересовалась окружающей средой лишь в контексте миграции радионуклидов по трофическим цепочкам, ведущим к человеку. Еще в конце 1970-х годов МКРЗ сформулировала базовый антропоцентрический принцип защиты природы от влияния ионизирующих излучений. Этот принцип определил суть отношения к охране окружающей человека среды и лег в основу природоохранного законодательства многих государств. Даже если в каких-то странах он не был зафиксирован законодательно (к ним относится и Россия), фактически он был базовым в решении практических вопросов радиационной защиты окружающей среды.

Афористично этот принцип гласит, что если радиационными стандартами защищен человек, то в этих условиях защищены от действия ионизирующих излучений и другие живые организмы. Этот принцип стал главной парадигмой радиэкологии: «защищен человек — защищена биота». Первоначально этот подход был записан в Публикации 26 (1977 г.) в виде параграфа 14: «Хотя главной целью радиационной защиты является достижение и поддержание соответствующих безопасных уровней для деятельности, когда происходит облучение человека, предполагается, что уровень безопасности, необходимый для защиты людей (всех отдельных индивидуумов), соответствует уровню, необходимому для защиты других видов живых организмов, хотя и не обяза-

тельно отдельных особей этих видов. Следовательно, Комиссия полагает, что если человек должным образом защищен, то другие живые организмы также, вероятно, достаточно защищены».

Интерес МКРЗ к радиационной защите окружающей среды в 1980-е годы отражался в работе ее Четвертого комитета (под председательством А. Жамме и Б. Винклера), занимающегося вопросами практического применения рекомендаций МКРЗ (в этом комитете около десяти лет работала специальная рабочая комиссия, изучавшая различные аспекты применения процитированного тезиса).

Впоследствии этот постулат из Публикации 26 был в сущности повторен в параграфе 16 Публикации 60 МКРЗ — основных действующих рекомендациях по радиационной защите, опубликованных в 1990 г.: «Комиссия считает, что соблюдение стандартов контроля окружающей среды, необходимых для защиты человека в той мере, которая признается в настоящее время желательной, обеспечит также отсутствие риска и для других живых организмов». Весьма лаконичная формулировка этого параграфа, содержащего принципиальную позицию МКРЗ по отношению к обеспечению радиационной защиты окружающей среды, во многом стала причиной многолетних дискуссий между сторонниками и оппонентами основной парадигмы, в том числе и в России, и объективной основой для ряда критических замечаний в адрес антропоцентрического подхода.

Очевидно, что тезис МКРЗ не может быть экспериментально доказан для всех объектов живой природы вследствие их чрезвычайного разнообразия, т. е. обеспечение радиационной безопасности окружающей среды в подходе Публикации 60 имеет неявный вид.

Итоги более чем 50-летних радиоэкологических исследований вокруг атомных электростанций и других предприятий ядерного топливного цикла, а также вблизи предприятий атомной промышленности СССР (России) убедительно доказали, что при соблюдении радиационно-гигиенических стандартов (т. е. при использовании антропоцентрического принципа охраны окружающей среды) в условиях нормальной работы предприятий радиационная защита природы надежно обеспечена. Радиационное повреждение биоты наблюдалось только при крупных радиационных авариях, потребовавших проведения таких чрезвычайных мер защиты человека, как эвакуация, отселение, отчуждение территорий.

Многочисленные работы по моделированию и анализу различных радиоэкологических сценариев, выполненные в нашей стране (во Всероссийском научно-исследовательском институте сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии, Институте проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, Научно-производственном объединении «Тайфун» и др.) и за рубежом, пока-

зывают, что санитарно-гигиенические (антропоцентрические) нормативы почти всегда жестче, чем научно обоснованные экологические. Они заведомо обеспечивают радиационное благополучие биоты. В ряде работ (Р. М. Алексахина, С. В. Фесенко, С. В. Казакова, И. И. Линге, И. И. Крышева) приводятся теоретические и практические доказательства справедливости основной парадигмы радиэкологии. Тем не менее необходимость дальнейших исследований эффектов радиационного воздействия на объекты живой природы не подвергается сомнению всеми авторитетными учеными.

Напомним, что в основу антропоцентрического подхода к радиационной защите положены по крайней мере три базовых постулата. Во-первых, человек (как и другие млекопитающие) принадлежит к самым радиочувствительным живым организмам. Во-вторых, для человека (относительно других видов биоты) приняты наиболее высокие «запасы надежности» при нормировании радиационного воздействия, т. е. установлена максимальная разница между принятыми нормативами предельно допустимыми дозами облучения в условиях осуществления практической деятельности и теми дозами, при которых отмечены какие-либо негативные эффекты для здоровья человека. Наконец, в-третьих, охрана здоровья и благополучия человека причислена к числу высших приоритетов.

В целом в последнее десятилетие в мире отмечается явно выраженный сдвиг — на смену антропоцентрической концепции предлагаются биоцентрический и экоцентрический принципы обеспечения безопасности. При биоцентрическом подходе защита может распространяться и распространяется на отдельные особи других видов (кроме человека), а при экоцентрическом — на все в окружающей среде — и на биотический (человек и другие живые организмы), и на абиотический компоненты. Важно отметить, что дискуссии между сторонниками антропоцентрического подхода, с одной стороны, и эко- и биоцентрического подходов — с другой характерны не только для области радиационной защиты. В отношении загрязнения окружающей среды вредными химическими веществами и продуктами техногенной деятельности в целом некорректность антропоцентрического подхода, в отличие от области радиационной защиты, достаточно очевидна.

Формулирование стратегии устойчивого развития послужило серьезным стимулом для усиления внимания к вопросам защиты окружающей среды на всех уровнях государственного управления, в том числе и в России. В последние годы разработаны и опубликованы такие важные документы, как «Концепция устойчивого развития Российской Федерации», федеральный закон «Об охране окружающей среды», «Экологическая доктрина Российской Федерации», «Основы государственной политики Российской Федерации в области ядерной и радиационной безопасности», «Основы экологической политики Мина-

тома России». Все они определяют задачу охраны окружающей среды и снижения уровней негативного воздействия в качестве приоритетной.

Активность МКРЗ в отношении рассмотрения вопросов радиационной защиты объектов окружающей среды также существенно возросла. Она вошла в число инициаторов и участниц ряда крупных международных форумов по этой проблеме. В 2000 г. МКРЗ образовала специальную Рабочую группу (Task Group), итогом работы которой явилась Публикация 91. Эта публикация — кредо МКРЗ на современном этапе, квинтэссенция ее взглядов на проблемы радиационной защиты окружающей среды.

С учетом значимости проблемы и авторитета МКРЗ нам представлялось важным опубликовать перевод Публикации 91 на русский язык и ее издание достаточным тиражом. Отсутствие подобного издания существенно осложняет обсуждение проблемы среди российских специалистов и снижает уровень этого обсуждения. Благодаря поддержке Федерального агентства по атомной энергии и согласию МКРЗ (далее в тексте — «Комиссия») это удалось осуществить.

Позволим себе кратко прокомментировать некоторые положения Публикации 91.

Комиссия считает главной задачей Публикации 91 заполнение концептуального пробела в определении первоочередных задач радиационной защиты природной среды и разработки основных положений в стратегии обеспечения радиационной безопасности биоты (параграф 1).

Содержание публикации лежит полностью в контексте определенной цели. Большая часть материала (разделы 1—4) посвящена обсуждению сложившейся практики и завершается констатацией необходимости реформ, в том числе с учетом перспектив модернизации системы защиты человека. И лишь пятый раздел посвящен обсуждению вариантов выработки системного подхода к защите человека и других живых организмов. Отчет во многом адресован самой Комиссии как постановочный документ, намечающий ориентиры для дальнейших работ.

Естественно, что в Публикации 91 проведен тщательный анализ основного заявления МКРЗ из Публикации 60: «защищен человек — защищена биота» (эта цитата воспроизводится в Публикации 91 трижды — в параграфах 8, 10 и 81).

При этом ряд положений Публикации 91, по нашему мнению, сформулирован излишне категорично. Например, параграф 92: «Подход, ориентированный на человека, использовавшийся МКРЗ до сих пор, имеет очевидные ограничения относительно биосферы в целом. Действующая система радиационной защиты в общем не применима к окружающей среде и не соответствует нуждам управления или запросам общества. Заявление о текущей политике Комиссии,

содержащееся в параграфе 16 Публикации 60, в возрастающей степени оспаривается из-за недостатка доказательств, ясности и отсутствия связи с целями общества по защите окружающей среды».

Также достаточно категорично утверждение в параграфе 39: «...В обществе явно виден сдвиг от долго державшегося антропоцентрического подхода к окружающей среде к подходу, который включает и ее биотическую, и небиотическую компоненты. Все недавние конвенции, принципы, отчеты и заявления поддерживают широко признанную теперь точку зрения о необходимости убедительно доказать, что окружающая среда может быть и будет защищена от воздействия радиации».

Следует особо подчеркнуть, как неоднократно отмечается в Публикации 91 (параграф 140), что переход с антропоцентрической концепции на экоцентрический принцип отнюдь не связан с какой-либо обеспокоенностью современной радиационной ситуацией в биосфере Земли — она продолжает сохраняться достаточно благополучной (речь идет, конечно, о глобальной оценке этой ситуации). Вместе с тем в параграфе 140 отмечается, что «существует необходимость развития рамочной программы для оценки радиационных воздействий на живые организмы, исключая человека».

В качестве аргументов, свидетельствующих, по мнению оппонентов антропоцентрического подхода, о его недостаточности (а часто утверждается и более категорично — некорректности), в Публикации 91 приводятся следующие.

Во-первых, существуют радиэкологические ситуации, когда в экосистемах человек отсутствует, а радиационная защита биоты должна быть обеспечена. Такие примеры хорошо известны и рассматриваются в Публикации 91 (параграфы 82 и 108). В качестве комментария отметим, что, строго говоря, антропоцентрический принцип МКРЗ, если следовать его буквальной формулировке, записанной в параграфе 16 Публикации 60, не относится к экосистемам, где нет человека («свободные от человека экосистемы» — «free man ecosystems»). Антропоцентрический принцип утверждает формально — «если человек защищен (т. е. когда он присутствует), то защищена и биота». Кроме того, корректность тезиса для его применения в «экосистемах без человека» может быть проверена виртуальным помещением человека в эту экосистему. И если при таком допущении человек оказывается защищенным от действия ионизирующих излучений, то будет защищена и биота.

Во-вторых, в одних и тех же экологических условиях человек, с одной стороны, и биота — с другой, могут подвергаться облучению в разных дозах (это подчеркивается в параграфе 82). Указанная особенность формирования доз облучения на человека и биоту в природной среде также хорошо известна. Она была отмечена в работах советских радиэкологов еще в 1960-х годах на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа. Впоследствии эти закономерности были подтверждены в регионе аварии на Чернобыльской

АЭС. В Публикации 91 аналогичные данные приведены (параграф 83) для района радиоактивных сбросов вблизи ядерных объектов в Селлафильде (Великобритания). Важно подчеркнуть, что дозы облучения биоты в этих ситуациях могут быть в 10—100 раз выше, чем человека.

Наконец, в-третьих, постулат МКРЗ относится только к действию ионизирующих излучений, а Комиссия, выдвигая экоцентрические принципы, хотела бы одновременно рассматривать как влияние облучения, так и поллютантов и агентов нерадиационной природы. В качестве основы для разработки концептуальной основы радиационной защиты окружающей среды МКРЗ в Публикации 91 выбрала хорошо отработанную в научном и практическом плане систему радиационной защиты человека. Основанием для такого выбора послужили два обстоятельства. Во-первых, в системе радиационной защиты окружающей среды Комиссия исходит из тезиса, что и человек, и биота являются компонентами единых экосистем. Во-вторых, действие ионизирующих излучений на человека и другие виды реализуется в рамках единых механизмов и процессов влияния радиации на любую живую материю. Вместе с тем радиационная защита окружающей среды имеет ряд принципиальных особенностей по сравнению с обеспечением радиационной безопасности человека. В первую очередь это касается этических, социальных и экономических аспектов защиты природы, ибо биотический (как, впрочем, и абиотический) компонент окружающей среды остается до сих пор и останется в достаточно обозримом будущем в основном объектом удовлетворения различных хозяйственных нужд человека (пищевые ресурсы, строительные материалы, сырье для разных видов промысловости и т. п.). Этим аспектам охраны природы от воздействия ионизирующих излучений в Публикации 91 уделяется большое внимание (параграфы 104—108).

В Публикации 91 подчеркивается нерешенность в определении основного фундаментального понятия — что же такое «радиационная защита окружающей среды» и предпринята попытка (параграф 119) дать соответствующую дефиницию. Не воспроизводя это определение целиком, отметим только, что речь идет об уровнях пренебрежимо малого воздействия на сохранение видов и поддержание разнообразия. И здесь сразу возникает проблема необходимости доказательства того, что деятельность не приводит к ущербу окружающей среде. Признавая эту проблему (параграф 106), авторы Публикации 91 тем не менее не дают ее решения для случая пренебрежимо малых уровней воздействия.

МКРЗ рассматривает одной из своих задач установление международно согласованных принципов и критериев радиационной защиты природы. Этот аспект приобретает особое значение в связи, например, с возможностью трансграничного переноса радиоактивных веществ. Наличие общих, единых международно признанных стандартов на радиационную защиту природы

(при этом не исключается, вообще говоря, применение антропоцентрического принципа охраны окружающей среды, т. е. нормирования воздействия по человеку), несомненно, усилило бы доверие общественности и населения к решению вопросов реабилитации загрязненных территорий в местах радиационных аварий с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду, зонах испытания ядерного оружия, при нарушении условий и правил обращения с радиоактивными отходами.

Следует позитивно отнестись к идее, заложенной в Публикации 91, — гармонизировать подходы в защите биоты как от действия ионизирующих излучений, так и поллютантов и вредных агентов нерадиационной природы (параграф 94). В Публикации 91 поднимается трудно разрешимый вопрос о сочетании действия ионизирующих излучений и других вредных факторов. Существует достаточно распространенное и в значительной степени обоснованное мнение, что в системе защиты здоровья человека и окружающей среды воздействие радиационного фактора лимитировано значительно жестче, чем влияние очень многих токсикантов и других агентов нерадиационной природы. Совершенно очевидны значительные трудности такой гармонизации с учетом различий в механизмах биологического действия разных вредных факторов, недоговоренности о конечных точках при оценке биологических эффектов у биоты, уровнях биологической организации (организменном, популяционном или экосистемном) при определении экологического риска.

Логическим завершением разработки эоцентрического принципа радиационной защиты окружающей среды могли бы стать нормативы допустимого облучения биоты и последующее внедрение этой нормативной базы в практику обеспечения радиационной безопасности. Следует подчеркнуть, что в Публикации 91 о необходимости создания и последующего применения такого рода предельно допустимых доз упоминается с оговорками (параграф 12). Более того, утверждается, что в Публикации 91 (параграф 7) «не ставится целью ни определить предельные дозы на биоту, ни дать рекомендации, что защищать и какие уровни риска считать допустимыми».

Отмечая очевидный сдвиг в эоцентрическом направлении в области радиационной защиты, нужно подчеркнуть, что еще в 1992 г. МАГАТЭ записало в документе «Защита растений и животных от действия ионизирующих излучений на уровне действующих в настоящее время радиационных стандартов», что «нет необходимости в специальных стандартах радиационной защиты для живых организмов, исключая человека». Правда, в этом же документе оговаривается, что возможны исключительные сценарии, когда отдельные группы живых организмов могут быть подвергнуты воздействию повышенных доз облучения. Кроме того, отдельные представители биоты могут находиться под влиянием стресса от других экологических факторов. В каждом из этих случаев необходим конкретный анализ возможных последствий.

В Публикации 91 неоднократно (в параграфах 119, 131 и 142) декларируется, что нужно добиться решения двуединой задачи — обеспечить одновременно и радиационную безопасность человека, и радиационную защиту биоты. Тем не менее прямого ответа на принципиальный вопрос — достаточно ли (по крайней мере в определенных ситуациях) для обеспечения радиационной защиты биоты в практических целях ограничиться существующей системой нормативов, регламентирующих допустимое облучение человека (в частности, предложенных в рекомендациях Публикации 60 МКРЗ 1990 г.), Публикация 91 не дает. Трудности ответа на этот вопрос в ситуации существования одновременно антропоцентрического и экоцентрического принципов радиационной защиты очевидны, и в этом отношении предстоят дальнейшие поиски консенсуса.

Комиссия не указывает в своих рекомендациях, «должны ли рассматриваться обоснование или оптимизация в случаях защиты живых организмов, исключая человека, или же какие дозовые пределы — если таковые есть, и при каких обстоятельствах — должны бы или могли бы применяться к биоте» (параграф 12). И хотя, таким образом, вопрос о разработке и возможном использовании нормативов (дозовых пределов) при облучении биоты является весьма чувствительным и нерешенным, тем не менее уже фактически есть примеры применения таких нормативов для биоты. Так, в США по предложению Департамента по энергетике введены или рассматриваются для использования предельные мощности дозы облучения водных организмов (1 рад/день) и наземных растений и животных (соответственно 1 и 0,1 рад/день).

В Публикации 91 (параграфы 11 и 12) подчеркнута, что нет оснований, исходя из основных рекомендаций МКРЗ (в частности, Публикации 60), использовать предлагаемые ею дозовые пределы для облучения человека (по-видимому, в первую очередь широко применяемое сейчас ограничение облучения населения дозой 1 мЗв/год) при сравнении с допустимым облучением биоты. Такое прямолинейное сопоставление допустимого облучения человека, с одной стороны, и биоты — с другой, считается не имеющим оснований, хотя неясно, почему и по каким убедительным мотивам. Небесспорно, по-видимому, и утверждение, содержащееся в параграфе 11 Публикации 91, что «эта система (система радиационной защиты человека. — *Авт.*) не связана с пределами доз». Как известно, использование пределов доз для человека является одним из базовых принципов рекомендаций МКРЗ в области радиационной защиты. И кажется вполне обоснованным и естественным при многократном декларировании в Публикации 91 необходимости одновременного обеспечения радиационной безопасности человека и окружающей среды сравнивать облучение человека и биоты, находящихся в одной экосистеме. Именно поэтому сопоставляются предлагаемые в настоящее время различными организациями нормативы облучения биоты с дозовыми пределами облучения чело-

века по соответствующим рекомендациям МКРЗ. По сути это предлагается делать и в Публикации 91 (параграф 120, рис. 5.1).

Одной из наиболее развитых идей Публикации 91 является применение так называемых моделей референтных живых организмов. К их числу предложено отнести сравнительно небольшое количество представителей растений и животных. Считается, что группа референтных организмов станет реперной в оценке основных закономерностей действия ионизирующих излучений на флору и фауну. При выборе таких референтных видов учитываются в первую очередь следующие особенности: 1) радиочувствительность (желательно, чтобы были выбраны особо радиочувствительные представители), 2) значимость в экосистеме (предпочтение отдается доминантам), 3) представительность в основных экосистемах мира, 4) объем имеющейся радиобиологической и радиоэкологической информации по этим видам. Предполагается, что указанные виды растений и животных будут отличаться по геометрии облучения, и это облегчит трансформацию полученных выводов на аналогичные по массе и форме другие таксономические группы флоры и фауны. Главная комиссия МКРЗ уже создала в 2002 г. новую Рабочую группу по «референтным представителям» растений и животных. К настоящему времени она выбрала около десяти таких реперных групп живых организмов.

Соглашаясь с рациональностью подхода, базирующегося на «референтных представителях» флоры и фауны, следует представить сложность задачи, связанной с предполагаемой последующей экстраполяцией этих данных с учетом исключительного биоразнообразия живых организмов, которые могут считаться представительными для окружающей среды вблизи объектов ядерной энергетики, например в Европе, или на уровне отдельного государства, как в России. Число таких референтных организмов (реперных для разных экосистем), для которых предстоит собрать представительные данные не только для различных геометрий облучения, но и по зависимости «доза (мощность дозы) — эффект» и соответствующую радиобиологическую и радиоэкологическую информацию, может быть не так мало, как кажется на первый взгляд, и вообще сложно осуществимо в принципе.

Естественно, нетрудно представить, какие громадные сложности должны встать перед органами управления — менеджерами, операторами, лицензионными организациями и практическими работниками, если поднимется вопрос об ограничении воздействия ионизирующих излучений по принципу влияния на растения и животных, их популяции, сообщества и экосистемы. Вышеизложенное показывает, насколько будут трудоемки задачи при использовании референтных организмов для оценки воздействия ионизирующих излучений на окружающую среду.

Отношение к происходящему в последние годы развитию эгоцентрических тенденций в радиационной защите человека и окружающей его среды следу-

ет, по-видимому, формировать в двух аспектах. С одной стороны, чисто фундаментальной и научной, нужно поддерживать расширение в рациональных масштабах исследований по комплексу вопросов, связанных с изучением действия ионизирующих излучений на растительный и животный мир Земли (экологическая дозиметрия, основные радиоэкологические эффекты, зависимость «доза облучения — эффект», комбинированное действие облучения и других экологических факторов, в том числе эффекты негативного характера и др.). Нужно подчеркнуть, что только экспериментальный подход обеспечивает получение прямого ответа об уровнях облучения, при которых возникают неблагоприятные эффекты. Сопоставление текущих уровней с указанными нормативами — единственный путь получения прямого ответа на вопрос, защищены ли представители биоты от действия ионизирующих излучений.

С другой стороны, требуется очень серьезное внимание к практическим сторонам возможного использования биоцентрических и эоцентрических принципов в мониторинге и контроле окружающей среды вблизи предприятий ядерной энергетики и мест размещения ядерных установок (в частности, при контроле за радиоактивными выбросами). В практическом плане применение антропоцентрических подходов (санитарно-гигиенических радиологических нормативов при охране окружающей среды) убедительно доказывает их состоятельность и надежность для развития ядерной энергетики. Эта методология научно и практически разработана, хотя и не исключает дальнейшего совершенствования.

Монопольное положение МКРЗ в области радиационной защиты человека на международном уровне предопределяет ее ключевую роль в этой области. Несколько иная ситуация складывается в радиационной защите окружающей среды, где Комиссия в последние годы активизировала свое участие и уже внесла определенный вклад. С учетом большой заинтересованности ряда международных организаций (МАГАТЭ, Научного комитета по действию атомной радиации ООН, Международного союза радиозологии и др.) в сфере охраны окружающей среды от действия ионизирующих излучений намечена скоординированная программа совместных действий (параграфы 14—24). Предполагается, что в этой структуре МКРЗ явится организацией, ответственной за разработку рекомендаций по радиационной защите как человека, так и других живых организмов (параграф 23). Важным шагом в этом направлении послужит планируемый выход в свет в 2005 г. новых рекомендаций по радиационной защите, которые призваны заменить рекомендации 1990 г. (Публикацию 60). Знаменательно, что впервые в истории МКРЗ в эту своеобразную библию радиационной защиты планируется включить раздел по радиационной защите окружающей среды.

Еще раз отметим, что тенденция усиления экологических принципов связана не с реальными и массовыми фактами угнетения объектов живой природы в

условиях, когда человек защищен или отсутствует, а с новыми ценностями общества, когда озабоченность опасностью может являться главной проблемой для политиков и общественности. В этой связи значительное количество материала Публикации 91 относится к проблеме этики и управления окружающей средой — тематике, которая ранее находилась далеко за рамками радиологической и радиоэкологической науки.

При переводе Публикации 91 на русский язык пришлось столкнуться с некоторыми трудностями, в первую очередь связанными с различиями в научном лексиконе, используемом в области радиационной защиты в разных странах. В этих случаях перевод в ряде случаев сопровождается указанием в скобках английского оригинала.

Было отдано предпочтение термину «радиационная защита», общепринятому в русскоязычной литературе, а не «радиологическая защита». Очень часто применяемое понятие «non-human species» переведено как «живые организмы, исключая человека», но далее в тексте обычно используется в сокращенном варианте — «живые организмы», «биота» за исключением тех случаев, где полный перевод необходим. Термины «ионизирующие излучения» и «ионизирующая радиация» даются как синонимы, иногда слово «ионизирующие» опускается.

К сожалению, существовавшая до середины 1980-х годов в СССР традиция перевода публикаций МКРЗ на русский язык (в этом следует отметить роль члена Главной комиссии МКРЗ в 1977—1985 г. доктора биологических наук А. А. Моисеева) была нарушена, и последняя публикация МКРЗ (Публикация 60) была переведена на русский язык в 1991 г. (к настоящему времени — 2004 г. — МКРЗ выпустила в свет 93 публикации).

Выход в свет Публикации 91 и дальнейшая активность МКРЗ в этом направлении очень важны для всесторонней оценки и решения проблем радиационной защиты окружающей человека среды. С этой точки зрения, несомненно, публикация русского перевода будет способствовать более полному представлению о современных тенденциях в этой области.

*Перевод с английского канд. техн. наук С. В. Казакова и
канд. физ.-мат. наук О. М. Татаринской
под руководством академика РАСХН Р. М. Алексахина.*

Научное издание

Труды ИБРАЭ РАН

Под общей редакцией чл.-кор. РАН Л. А. Большова

Выпуск 11

ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ

*Утверждено к печати Ученым советом
Института проблем безопасного развития атомной энергетики
Российской академии наук*

Редактор *А. И. Иоффе*

Издательство «Наука»
117997, Москва, Профсоюзная ул., 90
Зав. редакцией *М. В. Грачева*

Оригинал-макет подготовлен ООО «Комтехпринт»
Список литературы и иллюстрации приведены в авторской редакции

Сдано в набор 11 ноября 2009 г. Подписано в печать 18 ноября 2009 г.

Формат $60 \times 90 \frac{3}{16}$. Бумага офсетная 80 г/м².

Печать офсетная. Гарнитура «Оффицина».

Уч.-изд. л. 28. Тираж 500. Заказ 19255

Заказное

Отпечатано с готовых диапозитивов типографией ООО «Инфолио-Принт»