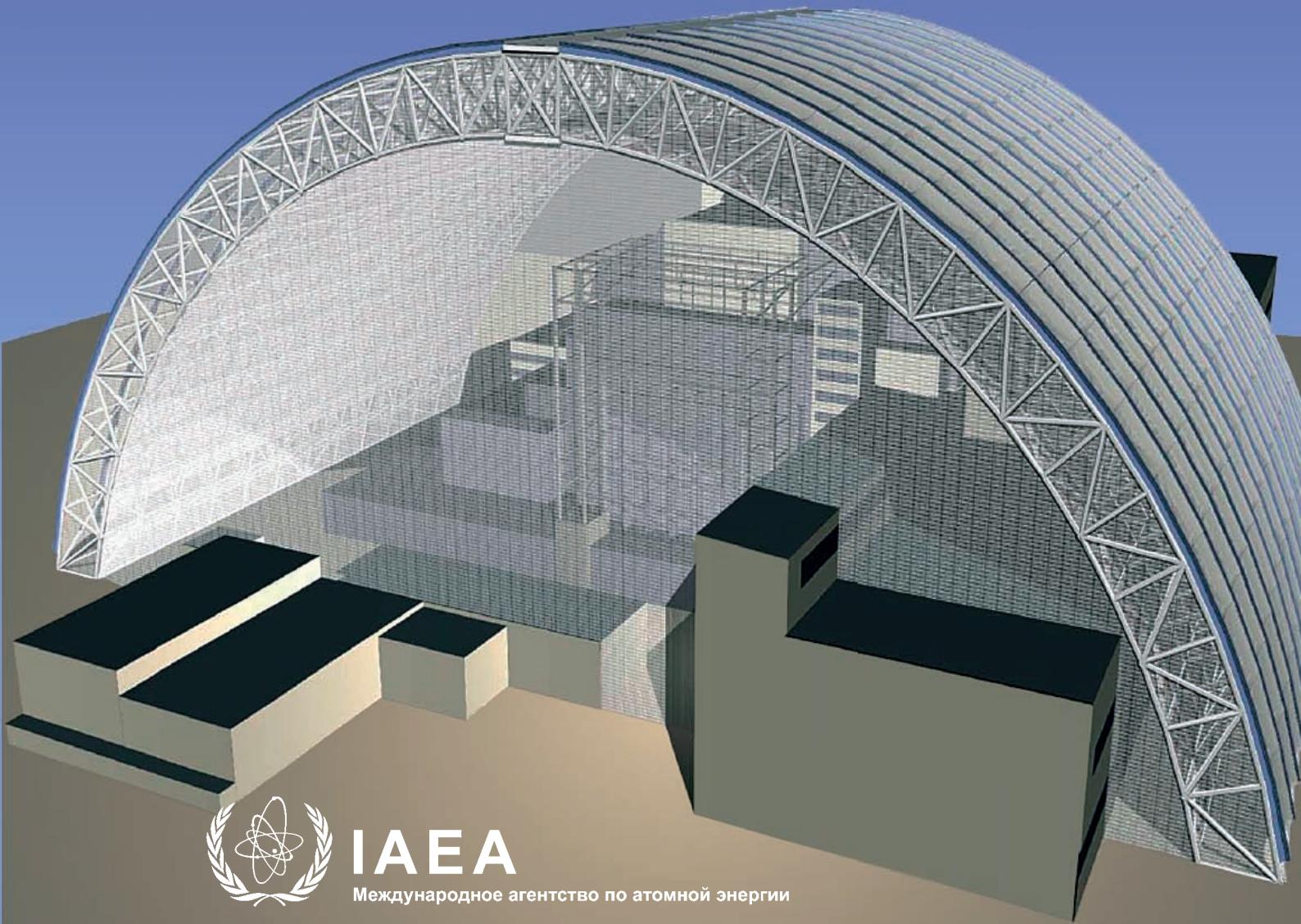


СЕРИЯ  
ДОКЛАДОВ ПО  
РАДИОЛОГИЧЕСКИМ  
ОЦЕНКАМ

# ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС И ИХ ПРЕОДОЛЕНИЕ: ДВАДЦАТИЛЕТНИЙ ОПЫТ

Доклад экспертной группы “Экология”  
Чернобыльского форума



IAEA

Международное агентство по атомной энергии

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ АВАРИИ НА  
ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС И ИХ ПРЕОДОЛЕНИЕ:  
ДВАДЦАТИЛЕТНИЙ ОПЫТ

Доклад экспертной группы "Экология" Чернобыльского форума

Членами Международного агентства по атомной энергии являются следующие государства:

АВСТРАЛИЯ	ЙЕМЕН	ПЕРУ
АВСТРИЯ	КАЗАХСТАН	ПОЛЬША
АЗЕРБАЙДЖАН	КАМЕРУН	ПОРТУГАЛИЯ
АЛБАНИЯ	КАНАДА	РЕСПУБЛИКА МОЛДОВА
АЛЖИР	КАТАР	РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ
АНГОЛА	КЕНИЯ	РУМЫНИЯ
АРГЕНТИНА	КИПР	САЛЬВАДОР
АРМЕНИЯ	КИТАЙ	САУДОВСКАЯ АРАВИЯ
АФГАНИСТАН	КОЛУМБИЯ	СЕЙШЕЛЬСКИЕ ОСТРОВА
БАНГЛАДЕШ	КОРЕЯ, РЕСПУБЛИКА	СВЯТЕЙШИЙ ПРЕСТОЛ
БЕЛАРУСЬ	КОСТА-РИКА	СЕНЕГАЛ
БЕЛЬГИЯ	КОТ-Д'ИВУАР	СЕРБИЯ
БЕЛИЗ	КУБА	СИНГАПУР
БЕНИН	КУВЕЙТ	СИРИЙСКАЯ АРАБСКАЯ
БОЛГАРИЯ	КЫРГЫЗСТАН	РЕСПУБЛИКА
БОЛИВИЯ	ЛАТВИЯ	СЛОВАКИЯ
БОСНИЯ И ГЕРЦЕГОВИНА	ЛИБЕРИЯ	СЛОВЕНИЯ
БОТСВАНА	ЛИВАН	СОЕДИНЕННОЕ КОРОЛЕВСТВО
БРАЗИЛИЯ	ЛИВИЙСКАЯ АРАБСКАЯ	ВЕЛИКОБРИТАНИИ И СЕВЕРНОЙ
БУРКИНА-ФАСО	ДЖАМАХИРИЯ	ИРЛАНДИИ
БЫВШАЯ ЮГОСЛ. РЕСП.	ЛИТВА	СОЕДИНЕННЫЕ ШТАТЫ
МАКЕДОНИЯ	ЛИХТЕНШТЕЙН	АМЕРИКИ
ВЕНГРИЯ	ЛЮКСЕМБУРГ	СУДАН
ВЕНЕСУЭЛА	МАВРИКИЙ	СЬЕРРА-ЛЕОНЕ
ВЬЕТНАМ	МАВРИТАНИЯ	ТАДЖИКИСТАН
ГАБОН	МАДАГАСКАР	ТАИЛАНД
ГАИТИ	МАЛАВИ	ТУНИС
ГАНА	МАЛАЙЗИЯ	ТУРЦИЯ
ГВАТЕМАЛА	МАЛИ	УГАНДА
ГЕРМАНИЯ	МАЛЬТА	УЗБЕКИСТАН
ГОНДУРАС	МАРОККО	УКРАИНА
ГРЕЦИЯ	МАРШАЛЛОВЫ ОСТРОВА	УРУГВАЙ
ГРУЗИЯ	МЕКСИКА	ФИЛИППИНЫ
ДАНИЯ	МОНАКО	ФИНЛЯНДИЯ
ДЕМОКРАТИЧЕСКАЯ	МОНГОЛИЯ	ФРАНЦИЯ
РЕСПУБЛИКА КОНГО	МОЗАМБИК	ХОРВАТИЯ
ДОМИНИКАНСКАЯ	МЬЯНМА	ЦЕНТРАЛЬНОАФРИКАНСКАЯ
РЕСПУБЛИКА	НАМИБИЯ	РЕСПУБЛИКА
ЕГИПЕТ	НИГЕР	ЧАД
ЗАМБИЯ	НИГЕРИЯ	ЧЕРНОГОРИЯ
ЗИМБАБВЕ	НИДЕРЛАНДЫ	ЧЕШСКАЯ РЕСПУБЛИКА
ИЗРАИЛЬ	НИКАРАГУА	ЧИЛИ
ИНДИЯ	НОВАЯ ЗЕЛАНДИЯ	ШВЕЙЦАРИЯ
ИНДОНЕЗИЯ	НОРВЕГИЯ	ШВЕЦИЯ
ИОРДАНИЯ	ОБЪЕДИНЕННАЯ РЕСПУБЛИКА	ШРИ-ЛАНКА
ИРАК	ТАНЗАНИЯ	ЭКВАДОР
ИРАН, ИСЛАМСКАЯ	ОБЪЕДИНЕННЫЕ	ЭРИТРЕЯ
РЕСПУБЛИКА	АРАБСКИЕ ЭМИРАТЫ	ЭСТОНИЯ
ИРЛАНДИЯ	ПАКИСТАН	ЭФИОПИЯ
ИСЛАНДИЯ	ПАЛАУ	ЮЖНАЯ АФРИКА
ИСПАНИЯ	ПАНАМА	ЯМАЙКА
ИТАЛИЯ	ПАРАГВАЙ	ЯПОНИЯ

Устав Агентства был утвержден 23 октября 1956 года на Конференции по выработке Устава МАГАТЭ, которая состоялась в Центральных учреждениях Организации Объединенных Наций в Нью-Йорке. Устав вступил в силу 29 июля 1957 года. Центральные учреждения Агентства находятся в Вене. Главной целью Агентства является достижение “более скорого и широкого использования атомной энергии для поддержания мира, здоровья и благосостояния во всем мире”.

СЕРИЯ ДОКЛАДОВ ПО РАДИОЛОГИЧЕСКИМ ОЦЕНКАМ

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ АВАРИИ НА  
ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС И ИХ ПРЕОДОЛЕНИЕ:  
ДВАДЦАТИЛЕТНИЙ ОПЫТ

Доклад экспертной группы "Экология" Чернобыльского форума

МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ  
ВЕНА, 2008

## УВЕДОМЛЕНИЕ ОБ АВТОРСКОМ ПРАВЕ

Все научные и технические публикации МАГАТЭ защищены в соответствии с положениями Всемирной конвенции об авторском праве в том виде, как она была принята в 1952 году (Берн) и пересмотрена в 1972 году (Париж). Впоследствии авторские права были распространены Всемирной организацией интеллектуальной собственности (Женева) также на интеллектуальную собственность в электронной и виртуальной форме. Для полного или частичного использования текстов, содержащихся в печатных или электронных публикациях МАГАТЭ, должно быть получено разрешение, которое обычно является предметом соглашений о роялти. Предложения о некоммерческом воспроизведении и переводе приветствуются и рассматриваются в каждом отдельном случае. Вопросы следует направлять в Издательскую секцию МАГАТЭ по адресу:

Группа продажи и рекламы  
Издательская секция  
Международное агентство по атомной энергии  
Wagramer Strasse 5  
P.O. Box 100  
1400 Vienna, Austria  
факс: +43 1 2600 29302  
тел.: +43 1 2600 22417  
эл. почта: [sales.publications@iaea.org](mailto:sales.publications@iaea.org)  
веб-сайт: <http://www.iaea.org/books>

© МАГАТЭ, 2008

Напечатано МАГАТЭ в Австрии  
Февраль 2008 года  
STI/PUB 1239

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ АВАРИИ НА  
ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС И ИХ ПРЕОДОЛЕНИЕ:  
ДВАДЦАТИЛЕТНИЙ ОПЫТ  
МАГАТЭ, Вена, 2008  
STI/PUB 1239  
ISBN 978-92-0-409307-0  
ISSN 1020-6566

## ПРЕДИСЛОВИЕ

Взрыв, произошедший 26 апреля 1986 года на Чернобыльской АЭС, которая расположена в 100 км от Киева в Украине (в то время части СССР), и последующий пожар реактора, длившийся 10 дней, привели к беспрецедентному выбросу радиоактивного материала из ядерного реактора и пагубным последствиям для населения и окружающей среды.

В результате загрязнения окружающей среды радиоактивными материалами из пострадавших районов в течение 1986 года пришлось эвакуировать более 100 000 человек, а затем после 1986 года отселить еще 200 000 человек из Беларуси, Российской Федерации и Украины. Около пяти миллионов человек продолжают жить на территориях, загрязненных в результате аварии. Правительства трех пострадавших стран при поддержке международных организаций принимают долгостоящие меры по реабилитации загрязненных территорий, оказанию медицинских услуг и восстановлению социального и экономического благосостояния региона.

Последствия аварии не ограничились территориями Беларуси, Российской Федерации и Украины, поскольку другие европейские страны также подверглись воздействию в результате атмосферного переноса радиоактивного материала. Эти страны также столкнулись с проблемами радиационной защиты их населения, но в меньшей степени, чем три наиболее пострадавшие страны.

Хотя авария произошла более двух десятилетий тому назад, в отношении ее реальных последствий продолжают вестись споры. Поэтому МАГАТЭ в сотрудничестве с Продовольственной и сельскохозяйственной организацией Организации Объединенных Наций (ФАО), Программой развития Организации Объединенных Наций (ПРООН), Программой Организации Объединенных Наций по окружающей среде (ЮНЕП), Управлением Организации Объединенных Наций по координации гуманитарной деятельности (УКГД ООН), Научным комитетом Организации Объединенных Наций по действию атомной радиации (НКДАР ООН), Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) и Всемирным банком, а также компетентными органами Беларуси, России и Украины в 2003 году создало Чернобыльский форум. Задача Форума состояла в том, чтобы на серии совещаний руководителей и экспертов выработать "авторитетные согласованные заявления" об экологических последствиях и медицинских эффектах, свойственных радиационному облучению в результате аварии, а также предоставить рекомендации в отношении реабилитации окружающей среды и специальных программ охраны здоровья и определить области, в которых требуется проведение дальнейших исследований. Форум был создан для содействия реализации десятилетней стратегии Организации Объединенных Наций для Чернобыля, осуществление которой было начато в 2002 году опубликованием документа "Гуманитарные последствия чернобыльской ядерной аварии - стратегия реабилитации".

В течение двух лет две группы экспертов из 12 стран, в том числе из Беларуси, Российской Федерации и Украины, а также из соответствующих международных организаций провели оценку экологических и медицинских последствий аварии. В начале 2005 года экспертная группа "Экология", работу которой координировало МАГАТЭ, и экспертная группа "Здоровье", работу которой координировала ВОЗ, представили свои доклады на рассмотрение Форума. Оба доклада были рассмотрены и одобрены Форумом на его совещании, состоявшемся 18-20 апреля 2005 года. Это совещание также, в частности, приняло решение "рассматривать одобренные доклады ... в качестве общей позиции членов Форума, т.е. восьми организаций системы Организации Объединенных Наций и трех наиболее пострадавших стран, относительно экологических и медицинских последствий аварии на Чернобыльской АЭС, а также относительно рекомендованных будущих действий, т.е. в качестве консенсуса в рамках системы Организации Объединенных Наций".

В настоящем докладе представлены выводы и рекомендации Чернобыльского форума, касающиеся экологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Доклад Форума, в котором рассматриваются медицинские последствия аварии на Чернобыльской АЭС, публикуется ВОЗ.

Председателем экспертной группы "Экология" являлся Л. Анспо из Соединенных Штатов Америки. Техническим сотрудником МАГАТЭ, ответственным за этот доклад, являлся М. Балонов из Отдела радиационной безопасности, безопасности перевозки и безопасности отходов.

## РЕДАКЦИОННОЕ ПРИМЕЧАНИЕ

Хотя были приложены большие усилия для поддержания точности информации, содержащейся в данной публикации, ни МАГАТЭ, ни его государства-члены не берут на себя ответственности за последствия, которые могут возникнуть в результате ее использования.

Использование тех или иных названий стран или территорий не выражает какого-либо суждения со стороны издателя – МАГАТЭ – относительно правового статуса таких стран или территорий, или их компетентных органов и учреждений, либо относительно определения их границ.

Упоминание названий конкретных компаний или продуктов (независимо от того, были они зарегистрированы или нет) не подразумевает какого-либо намерения нарушить права собственности, и его не следует рассматривать как одобрение или рекомендацию со стороны МАГАТЭ.

По техническим причинам перечень использованной литературы и некоторые карты оставлены на английском языке.

# СОДЕРЖАНИЕ

1. ОСНОВНЫЕ ИТОГИ . . . . .	1
1.1. Введение . . . . .	1
1.2. Радиоактивное загрязнение окружающей среды . . . . .	2
1.2.1. Выводы . . . . .	2
1.2.1.1. Выбросы и выпадения радионуклидов . . . . .	2
1.2.1.2. Городская среда . . . . .	2
1.2.1.3. Сельскохозяйственная среда . . . . .	3
1.2.1.4. Лесная среда . . . . .	3
1.2.1.5. Водная среда . . . . .	4
1.2.2. Рекомендации в отношении дальнейших исследований и мониторинга . . . . .	5
1.2.2.1. Общие . . . . .	5
1.2.2.2. Практические . . . . .	5
1.2.2.3. Научные . . . . .	5
1.2.2.4. Конкретные рекомендации . . . . .	6
1.3. Экологические контрмеры и реабилитация окружающей среды . . . . .	7
1.3.1. Выводы . . . . .	7
1.3.1.1. Радиологические критерии . . . . .	7
1.3.1.2. Контрмеры в отношении городской среды . . . . .	7
1.3.1.3. Контрмеры в отношении сельскохозяйственной среды . . . . .	7
1.3.1.4. Контрмеры в отношении лесной среды . . . . .	8
1.3.1.5. Контрмеры в отношении водной среды . . . . .	9
1.3.2. Рекомендации . . . . .	9
1.3.2.1. Страны, пострадавшие в результате чернобыльской аварии . . . . .	9
1.3.2.2. В мировом масштабе . . . . .	10
1.3.2.3. Исследования . . . . .	10
1.4. Облучение человека . . . . .	10
1.4.1. Выводы . . . . .	11
1.4.2. Рекомендации . . . . .	13
1.5. Радиационно индуцированные последствия для растений и животных . . . . .	13
1.5.1. Выводы . . . . .	13
1.5.2. Рекомендации в отношении будущих исследований . . . . .	14
1.5.3. Рекомендации в отношении контрмер и реабилитации окружающей среды . . . . .	14
1.6. Демонтаж чернобыльского укрытия: экологические аспекты и обращение с радиоактивными отходами . . . . .	15
1.6.1. Выводы . . . . .	15
1.6.2. Рекомендации в отношении будущих действий . . . . .	16
Перечень литературы, использованной в разделе 1 . . . . .	17
2. ВВЕДЕНИЕ . . . . .	18
2.1. История вопроса . . . . .	18
2.2. Цели чернобыльского форума . . . . .	18
2.3. Методы работы и документы чернобыльского форума . . . . .	19
2.4. Структура доклада . . . . .	19
Перечень литературы, использованной в разделе 2 . . . . .	19
3. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ . . . . .	21
3.1. Выбросы и выпадения радионуклидов . . . . .	21
3.1.1. Источник выброса радионуклидов . . . . .	21

3.1.2. Физические и химические формы материалов выброса .....	23
3.1.3. Метеорологические условия в ходе аварии .....	24
3.1.4. Концентрация радионуклидов в воздухе .....	26
3.1.5. Выпадения радионуклидов на поверхность почвы.....	26
3.1.6. Изотопный состав выпадений.....	30
3.2. Городская среда.....	31
3.2.1. Особенности выпадений .....	31
3.2.2. Миграция радионуклидов в городской среде .....	31
3.2.3. Динамика мощности дозы излучения в городской среде .....	32
3.3. Сельскохозяйственная среда .....	33
3.3.1. Перенос радионуклидов в наземной среде .....	33
3.3.2. Системы производства пищевых продуктов, затронутые в результате аварии .....	33
3.3.3. Последствия для сельского хозяйства на первоначальной стадии .....	34
3.3.4. Долгосрочные последствия для сельского хозяйства .....	35
3.3.4.1. Физико-химические свойства радионуклидов в системе почва-растение .....	36
3.3.4.2. Миграция радионуклидов в почве .....	37
3.3.4.3. Переход радионуклидов из почвы в сельскохозяйственные культуры .....	38
3.3.4.4. Динамика перехода радионуклидов в сельскохозяйственные культуры .....	40
3.3.4.5. Переход радионуклидов к животным.....	42
3.3.5. Радиоактивное загрязнение пищевых продуктов в настоящее время и ожидаемые будущие тенденции.....	45
3.4. Лесная среда .....	46
3.4.1. Радионуклиды в лесных массивах Европы .....	46
3.4.2. Динамика радиоактивного загрязнения на первоначальной стадии .....	47
3.4.3. Долгосрочная динамика поведения радиоактивного цезия в лесных массивах.....	48
3.4.4. Поступление в съедобные продукты .....	49
3.4.5. Радиоактивное загрязнение древесины .....	51
3.4.6. Ожидаемые будущие тенденции.....	51
3.4.7. Пути распространения радиационного облучения, связанные с лесами и продуктами леса .....	52
3.5. Радионуклиды в водных системах .....	53
3.5.1. Введение .....	53
3.5.2. Радионуклиды в поверхностных водах .....	53
3.5.2.1. Распределение радионуклидов между растворенной фазой и частицами .....	53
3.5.2.2. Радиоактивность в реках .....	54
3.5.2.3. Радиоактивность в озерах и водохранилищах .....	55
3.5.2.4. Радионуклиды в пресноводных донных отложениях .....	58
3.5.3. Поглощение радионуклидов пресноводной рыбой .....	59
3.5.3.1. Йод-131 в пресноводной рыбе .....	59
3.5.3.2. Цезий-137 в пресноводной рыбе и другой водной биоте .....	59
3.5.3.3. Стронций-90 в пресноводной рыбе .....	60
3.5.4. Радиоактивность в морских экосистемах .....	61
3.5.4.1. Распределение радионуклидов в море .....	61
3.5.4.2. Переход радионуклидов в морскую биоту .....	62
3.5.5. Радионуклиды в подземных водах .....	62
3.5.5.1. Радионуклиды в подземных водах: чернобыльская зона отчуждения .....	62
3.5.5.2. Радионуклиды в подземных водах: за пределами чернобыльской зоны отчуждения .....	64
3.5.5.3. Оросительная вода .....	64
3.5.6. Будущие тенденции .....	64
3.5.6.1. Пресноводные экосистемы .....	64
3.5.6.2. Морские экосистемы .....	65
3.6. Выводы.....	66
3.7. Необходимость в дальнейшем мониторинге и исследованиях.....	68
Перечень литературы, использованной в разделе 3 .....	69

4.	ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ КОНТРМЕРЫ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ . . . . .	75
4.1.	Радиологические критерии . . . . .	75
4.1.1.	Международные радиологические критерии и нормы . . . . .	75
4.1.2.	Национальные радиологические критерии и нормы . . . . .	77
4.2.	Дезактивация городской среды . . . . .	79
4.2.1.	Исследования в области дезактивации . . . . .	79
4.2.2.	Чернобыльский опыт . . . . .	80
4.2.3.	Рекомендуемые технологии дезактивации . . . . .	81
4.3.	Сельскохозяйственные контрмеры . . . . .	82
4.3.1.	Первоначальная стадия . . . . .	82
4.3.2.	Поздняя стадия . . . . .	84
4.3.3.	Контрмеры в системах интенсивного сельскохозяйственного производства . . . . .	85
4.3.3.1.	Обработка почвы . . . . .	86
4.3.3.2.	Изменения в выращиваемых на загрязненных территориях кормовых культурах . . . . .	87
4.3.3.3.	Чистое кормление . . . . .	88
4.3.3.4.	Введение связывающих цезий сорбентов . . . . .	88
4.3.4.	Результативность применения контрмер в системах интенсивного сельскохозяйственного производства . . . . .	89
4.3.5.	Контрмеры в системах экстенсивного сельскохозяйственного производства . . . . .	89
4.3.6.	Нынешний статус применения сельскохозяйственных контрмер . . . . .	90
4.3.7.	Широкая перспектива проведения реабилитационных мероприятий, включая социально-экономические вопросы . . . . .	91
4.3.8.	Современное состояние и будущее брошенных земель . . . . .	92
4.3.8.1.	Зоны отчуждения и отселения в Беларуси . . . . .	92
4.3.8.2.	Реабилитация загрязненных территорий в Украине . . . . .	93
4.3.8.3.	Покинутые зоны в Российской Федерации . . . . .	94
4.4.	Контрмеры в отношении лесной среды . . . . .	94
4.4.1.	Исследования контрмер в отношении лесной среды . . . . .	95
4.4.2.	Контрмеры в отношении лесов, загрязненных радиоактивным цезием . . . . .	95
4.4.2.1.	Административные контрмеры . . . . .	95
4.4.2.2.	Технологические контрмеры . . . . .	97
4.4.3.	Примеры контрмер в отношении лесной среды . . . . .	97
4.5.	Контрмеры в отношении водной среды . . . . .	98
4.5.1.	Меры по снижению доз на стадии водоснабжения в водоподготовки . . . . .	99
4.5.2.	Меры по сокращению прямого и повторного загрязнения поверхностных вод . . . . .	99
4.5.3.	Меры по сокращению поглощения рыбой и пищевыми продуктами водной среды . . . . .	100
4.5.4.	Контрмеры в отношении подземных вод . . . . .	101
4.5.5.	Контрмеры в отношении оросительной воды . . . . .	101
4.6.	Выводы и рекомендации . . . . .	101
4.6.1.	Выводы . . . . .	102
4.6.2.	Рекомендации . . . . .	103
4.6.2.1.	Страны, пострадавшие в результате чернобыльской аварии . . . . .	103
4.6.2.2.	В мировом масштабе . . . . .	104
4.6.2.3.	Исследования . . . . .	104
	Перечень литературы, использованной в разделе 4 . . . . .	104
5.	УРОВНИ ОБЛУЧЕНИЯ ЧЕЛОВЕКА . . . . .	109
5.1.	Введение . . . . .	109
5.1.1.	Группы населения и районы, требующие внимания . . . . .	109
5.1.2.	Пути облучения . . . . .	109
5.1.3.	Концепции дозы излучения . . . . .	110
5.1.4.	Уровни фонового излучения . . . . .	110
5.1.5.	Уменьшение мощности дозы излучения со временем . . . . .	111

5.1.6. Критические группы . . . . .	112
5.2. Внешнее облучение . . . . .	112
5.2.1. Модель внешнего облучения . . . . .	112
5.2.2. Исходные данные для определения эффективной дозы внешнего облучения . . . . .	113
5.2.2.1. Динамика мощности дозы внешнего гамма-излучения над открытой целинной почвой . . . . .	113
5.2.2.2. Динамика мощности дозы внешнего гамма-излучения в антропогенных зонах . . . . .	115
5.2.2.3. Поведение людей в радиационном поле . . . . .	115
5.2.2.4. Эффективная доза на единицу дозы гамма-излучения в воздухе . . . . .	116
5.2.3. Результаты . . . . .	116
5.2.3.1. Динамика эффективной дозы внешнего облучения . . . . .	116
5.2.3.2. Измерение дозы внешнего облучения при помощи термolumинесцентных дозиметров . . . . .	116
5.2.3.3. Уровни внешнего облучения . . . . .	117
5.3. Доза внутреннего облучения . . . . .	118
5.3.1. Модель внутреннего облучения . . . . .	118
5.3.2. Использование данных мониторинга в качестве исходных данных для оценки дозы внутреннего облучения . . . . .	119
5.3.3. Предотвращение дозы путем изменения поведения людей . . . . .	120
5.3.4. Результаты, касающиеся индивидуальных доз . . . . .	121
5.3.4.1. Дозы на щитовидную железу в результате воздействия радиоактивного йода . . . . .	121
5.3.4.2. Долговременные дозы внутреннего облучения от наземных путей распространения радионуклидов . . . . .	123
5.3.4.3. Долговременные дозы от водных путей распространения радионуклидов . . . . .	126
5.4. Суммарное облучение (внешнее и внутреннее) . . . . .	128
5.5. Коллективные дозы . . . . .	129
5.5.1. Щитовидная железа . . . . .	129
5.5.2. Суммарная доза облучения (внешнего и внутреннего) от наземных путей распространения радионуклидов . . . . .	129
5.5.3. Доза внутреннего облучения от водных путей распространения радионуклидов . . . . .	130
5.6. Выводы и рекомендации . . . . .	131
5.6.1. Выводы . . . . .	131
5.6.2. Рекомендации . . . . .	132
Перечень литературы, использованной в разделе 5 . . . . .	133
<b>6. РАДИАЦИОННО-ИНДУЦИРОВАННЫЕ ЭФФЕКТЫ У ЖИВОТНЫХ И РАСТЕНИЙ . . . . .</b>	<b>136</b>
6.1. Предшествующая информация о радиационных эффектах у биоты . . . . .	136
6.2. Временная динамика радиационного облучения после чернобыльской аварии . . . . .	138
6.3. Радиационные эффекты у растений . . . . .	140
6.4. Радиационные эффекты у почвенных беспозвоночных . . . . .	142
6.5. Радиационные эффекты у сельскохозяйственных животных . . . . .	142
6.6. Радиационные эффекты у других наземных животных . . . . .	144
6.7. Радиационные эффекты у водных организмов . . . . .	144
6.8. Генетические эффекты у животных и растений . . . . .	145
6.9. Вторичные эффекты и современные условия . . . . .	147
6.10. Выводы и рекомендации . . . . .	149
6.10.1. Выводы . . . . .	149
6.10.2. Рекомендации в отношении будущих исследований . . . . .	150
6.10.3. Рекомендации в отношении контрмер и мер по реабилитации окружающей среды . . . . .	150
Перечень литературы, использованной в разделе 6 . . . . .	150

7. ДЕМОНТАЖ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО УКРЫТИЯ: ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ И ОБРАЩЕНИЕ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ .....	153
7.1. Нынешнее состояние и будущие планы в отношении блока 4 и укрытия .....	153
7.1.1. Блок 4 Чернобыльской АЭС после аварии.....	153
7.1.2. Нынешнее состояние поврежденного блока 4 и укрытия .....	154
7.1.3. Долгосрочная стратегия в отношении укрытия и нового безопасного конфайнмента .....	157
7.1.4. Экологические аспекты .....	157
7.1.4.1. Нынешнее состояние укрытия .....	157
7.1.4.2. Воздействие на воздух .....	157
7.1.4.3. Воздействие на поверхностные воды .....	160
7.1.4.4. Воздействие на подземные воды .....	160
7.1.4.5. Воздействие обрушения укрытия в случае отсутствия нового безопасного конфайнмента .....	160
7.1.4.6. Воздействие обрушения укрытия внутри нового безопасного конфайнмента ..	160
7.1.5. Вопросы и темы, нуждающиеся в дальнейшей доработке.....	163
7.1.5.1. Влияние неопределенности характеристик радиоактивного выброса на решения, принимаемые в области экологии.....	163
7.1.5.2. Определение характеристик топливосодержащих масс.....	163
7.1.5.3. Удаление топливосодержащих масс одновременно с разработкой окончательного геологического хранилища .....	163
7.2. Обращение с радиоактивными отходами, образовавшимися в результате аварии.....	164
7.2.1. Нынешнее состояние радиоактивных отходов, образовавшихся в результате аварии .....	165
7.2.1.1. Радиоактивные отходы, образовавшиеся в связи с укрытием .....	166
7.2.1.2. Смешивание оставшихся от аварии отходов с эксплуатационными радиоактивными отходами .....	167
7.2.1.3. Пункты временного хранения радиоактивных отходов .....	167
7.2.1.4. Пункты захоронения радиоактивных отходов .....	168
7.2.2. Стратегия обращения с радиоактивными отходами .....	169
7.2.3. Экологические аспекты .....	170
7.2.4. Вопросы и темы, нуждающиеся в дальнейшей доработке.....	173
7.2.4.1. Программа обращения с радиоактивными отходами для чернобыльской зоны отчуждения и Чернобыльской АЭС .....	173
7.2.4.2. Снятие с эксплуатации блока 4 .....	173
7.2.4.3. Критерии приемлемости отходов .....	173
7.2.4.4. Оценка долгосрочной безопасности существующих пунктов хранения радиоактивных отходов .....	173
7.2.4.5. Потенциальная реабилитация пунктов временного хранения радиоактивных отходов в чернобыльской зоне отчуждения.....	174
7.3. Будущее чернобыльской зоны отчуждения .....	174
7.4. Выводы и рекомендации .....	175
7.4.1. Выводы .....	175
7.4.2. Рекомендации .....	176
Перечень литературы, использованной в разделе 7 .....	177
СОСТАВИТЕЛИ И РЕЦЕНЗЕНТЫ .....	179

# 1. ОСНОВНЫЕ ИТОГИ

## 1.1. ВВЕДЕНИЕ

В настоящем докладе приводится современная оценка экологических последствий аварии, которая произошла 26 апреля 1986 года на Чернобыльской атомной электростанции. Хотя уже прошло около 20 лет после аварии, до сих пор имеется много противоречивых сообщений и слухов в отношении ее последствий. По этой причине МАГАТЭ в сотрудничестве с Продовольственной и сельскохозяйственной Организацией Объединенных Наций (ФАО), Программой развития Организации Объединенных Наций (ПРООН), Программой Организации Объединенных Наций по окружающей среде (ЮНЕП), Управлением по координации гуманитарной деятельности Организации Объединенных Наций (УКГД ООН), Научным комитетом ООН по действию атомной радиации (НКДАР ООН), Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) и Всемирным банком, а также с компетентными органами Беларуси, Российской Федерации и Украины создало Чернобыльский форум. Первое организационное совещание Чернобыльского форума было проведено с 3 по 5 февраля 2003 года, во время которого было принято решение создать Форум как действующий орган вышеупомянутых организаций.

Чернобыльский форум был создан для проведения серий совещаний руководителей, экспертов и общественности с целью выработки авторитетных заявлений о медицинских последствиях, свойственных радиационному облучению в результате аварии, и экологических последствиях, вызванных выбросами радиоактивного материала, предоставления рекомендаций по программам реабилитации и специальным программам медицинского обслуживания, а также предложения направлений, в которых требуются дополнительные исследования. Ниже приводится круг задач Форума в том виде, в котором он был утвержден на совещании:

- а) изучить и уточнить текущие научные оценки долгосрочных медицинских и экологических последствий чернобыльской аварии с целью выработки авторитетных заявлений на основе консенсуса, уделяя основное внимание:
  - и) медицинским последствиям, свойственным радиационному облучению в результате аварии;

- ii) экологическим последствиям, вызванным выбросами радиоактивного материала в результате аварии (например, загрязнение пищевых продуктов);
  - iii) последствиям, обусловленным аварией, но непосредственно не относящимся к радиационному облучению или радиоактивному загрязнению;
- б) определить пробелы в научно-исследовательских работах в области медицинских и экологических последствий, вызванных радиационным облучением или радиоактивным загрязнением, и предложить направления, в которых требуется дальнейшая работа на основе оценки проделанной в прошлом работы и с учетом текущих работ и проектов;
- с) дать рекомендации и способствовать осуществлению научно обоснованных программ по смягчению последствий аварии, включая возможные совместные действия организаций, участвующих в работе Форума, такие, как:
  - и) реабилитация загрязненных земель, чтобы сделать их пригодными для нормальной сельскохозяйственной, экономической и социальной жизни в безопасных условиях;
  - ii) специальное медицинское обслуживание пострадавшего населения;
  - iii) мониторинг долгосрочного радиационного облучения человека;
  - iv) решение экологических вопросов, относящихся к демонтажу чернобыльского укрытия и методам обращения с радиоактивными отходами, образовавшимися после чернобыльской аварии.

Чернобыльский форум является организацией высокого уровня, объединяющей старших должностных лиц из учреждений ООН и трех наиболее пострадавших стран. Технические доклады Форума были подготовлены двумя экспертными группами: экспертной группой "Экология" (ЭГЭ) и экспертной группой "Здоровье" (ЭГЗ). В состав этих двух групп входят признанные международные ученые и эксперты из трех наиболее пострадавших стран. В ходе работы этих двух групп и их подгрупп были подготовлены технические документы. Работа ЭГЭ координировалась МАГАТЭ, а работа ЭГЗ - ВОЗ.

Во всех случаях ученые из ЭГЭ и ЭГЗ смогли достичь консенсуса по содержанию своих соответствующих технических документов. В конечном счете, эти технические доклады были утверждены на самом Чернобыльском форуме. Настоящий доклад по экологическим последствиям публикуется МАГАТЭ, доклад по медицинским последствиям будет опубликован ВОЗ.

## 1.2. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

В результате чернобыльской аварии произошел крупный региональный выброс радионуклидов в атмосферу с последующим радиоактивным загрязнением окружающей среды. Радиоактивное загрязнение затронуло множество европейских стран. Наиболее пострадавшими оказались три бывшие республики Советского Союза, в настящее время Беларусь, Российская Федерация и Украина. Выпавшие радионуклиды постепенно распадались и переносились в пределах атмосферной, водной, земной и городской сред, а также между ними.

### 1.2.1. Выводы

#### 1.2.1.1. Выбросы и выпадения радионуклидов

Основные выбросы из четвертого энергоблока Чернобыльской атомной электростанции продолжались десять дней и в их состав входили радиоактивные газы, конденсированные аэрозоли и большое количество частиц топлива. Общий объем выбросов радиоактивных веществ составил около 14 ЭБк<sup>1</sup> (по состоянию на 26 апреля 1986 года), в том числе 1,8 ЭБк <sup>131</sup>I, 0,085 ЭБк <sup>137</sup>Cs и другие радиоизотопы цезия, 0,01 ЭБк <sup>90</sup>Sr и 0,003 ЭБк радиоизотопов плутония. Инертные газы составили около 50% общего радиоактивного выброса.

До некоторой степени чернобыльские выбросы распространились на большие территории в Европе. Территория более 200 000 км<sup>2</sup> в Европе была загрязнена радиоактивным цезием (более 0,04 МБк <sup>137</sup>Cs на 1м<sup>2</sup>), из которой 71% приходился на три наиболее пострадавшие страны (Беларусь, Российская Федерация и Украина). Выпадение было высоко гетерогенным; на него сильно повлияли дожди, шедшие во время прохождения радиоактивных воздушных масс. Для картирования выпадений был выбран <sup>137</sup>Cs потому, что его легко измерить, и

он имеет радиологическое значение. Выпадения большей части радиоизотопов стронция и плутония произошли близко (менее 100 км) от реактора ввиду того, что они содержались в крупных частицах.

Большую часть выброса составляли радионуклиды с коротким периодом физического полу-распада; долгоживущие радионуклиды были выброшены в меньшем объеме. Распад многих выброшенных в результате аварии радионуклидов уже завершился. Выбросы радиоактивных изотопов йода вызвали проблемы непосредственно после аварии. В связи с аварийной ситуацией и коротким временем полураспада <sup>131</sup>I было сделано лишь небольшое число надежных измерений пространственного распределения выпавшего радиоактивного йода (что важно для определения доз на щитовидную железу). Нынешние измерения <sup>129</sup>I могут более точно определить выпадения йода-131 и тем самым улучшить реконструкцию дозы облучения щитовидной железы.

После первоначального периода большое радиологическое значение получил радионуклид <sup>137</sup>Cs, а <sup>90</sup>Sr имел меньшее значение. В первые годы важность представлял также <sup>134</sup>Cs. По прошествии длительного времени (от сотен до тысяч лет) единственные радионуклиды, которые, как ожидается, будут представлять интерес, – это изотопы плутония и <sup>241</sup>Am.

#### 1.2.1.2. Городская среда

В городах радионуклидами были загрязнены открытые поверхности, такие, как луга, парки, улицы, дороги, площади, крыши и стены. В сухих условиях наибольшему загрязнению подверглись деревья, кустарники, луга и крыши; а во влажных условиях — горизонтальные поверхности, такие, как участки земли, луга и т.д. Особенно высокие концентрации <sup>137</sup>Cs были обнаружены вокруг домов, где дождем радиоактивные материалы были перенесены с крыш на землю. Выпадения на городских территориях ближайшего города Припять и прилегающих поселков первоначально могли вызывать значительные дозы внешнего облучения, но этого частично удалось избежать путем эвакуации людей. Выпавшие на других городских территориях радиоактивные материалы явились причиной облучения населения в последующие годы, и в настоящее время этот процесс продолжается.

Благодаря ветру, дождям и человеческой деятельности, включая дорожное движение, мытье улиц и очистку, уровень загрязнения поверхностей радиоактивными материалами в местах проживания

<sup>1</sup> 1 ЭБк = 10<sup>18</sup> (бекерелей).

и отдыха был значительно снижен в течение 1986 года и в последующие годы. Одним из последствий этих процессов явилось вторичное загрязнение систем канализации и мест скопления ила и сточных вод.

В настоящее время в большинстве подвергшихся радиоактивному загрязнению поселков, мощность дозы в воздухе над твердыми поверхностями вновь установилась на фоновом уровне, наблюдавшемся до аварии. Повышенная мощность дозы в воздухе остается лишь над нетронутой почвой в садах, огородах и парках.

#### *1.2.1.3. Сельскохозяйственная среда*

На первоначальном этапе прямое выпадение многих различных радионуклидов на поверхность играло главную роль в загрязнении сельскохозяйственных растений и потребляющих их животных. Непосредственно после аварии наибольшую озабоченность вызвали выбросы и выпадения изотопов радиоактивного йода, но эта проблема была ограничена первыми двумя месяцами вследствие короткого периода физического полураспада (8 дней) наиболее важного изотопа йода –  $^{131}\text{I}$ . Радиоактивный йод в высоких концентрациях быстро попадал в молоко в Беларуси, Российской Федерации и Украине, приводя к значительным дозам облучения щитовидной железы среди тех, кто потреблял молоко, особенно среди детей. В других странах Европы последствия аварии были различными; повышенные уровни радиоактивного йода в молоке наблюдались в некоторых загрязненных южных районах, где молочный скот уже содержался на открытом воздухе.

Различные виды сельскохозяйственных растений, в частности листовые овощи и зелень, были также загрязнены радионуклидами в различной степени в зависимости от уровней выпадений и стадии произрастания. Прямые выпадения на поверхность растений представляли собой проблему в течение почти двух месяцев.

После первоначальной фазы прямого загрязнения поглощение радионуклидов корнями растений из почвы стало приобретать все большее значение и сильно зависело от времени. Радиоизотопы цезия ( $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$ ) вызвали наибольшие проблемы, а после распада  $^{134}\text{Cs}$  радионуклидом, вызывающим проблемы на некоторых территориях Беларуси, России и Украины, остается  $^{137}\text{Cs}$ . Кроме того, проблемы на территориях, непосредственно прилегающих к реактору, вызывает  $^{90}\text{Sr}$ , но на удалении уровни его выпадений были слишком малы,

чтобы иметь радиологическое значение. Уровни выпадений других радионуклидов, таких, как изотопы плутония и  $^{241}\text{Am}$ , либо были слишком малы, либо эти радионуклиды почти не поглощались корнями, и поэтому они не вызвали реальных проблем в сельском хозяйстве.

В общем, как и ожидалось, первоначальное существенное снижение уровня перехода радионуклидов в растительность и к животным происходило в связи с выветриванием, физическим распадом, миграцией радионуклидов вниз по колонке грунта и снижением бионакопления радионуклидов в почве. В частности, в загрязненных системах интенсивного земледелия, в основном на территории бывшего Советского Союза, произошло существенное снижение уровня перехода цезия-137 в растения и к животным, особенно в первые несколько лет. Однако в последние десятилетия не наблюдалось дальнейшего явного снижения, а длинные периоды эффективного полуочищения трудно определить количественно.

После первоначального периода концентрации радиоактивного цезия в пищевых продуктах стали зависеть не только от уровней выпадений, но также от видов почвы, методов земледелия и типов экосистемы. Основные сохраняющиеся проблемы на пострадавших территориях существуют в системах интенсивного земледелия с высоким содержанием органических материалов в почве, где животные пасутся на естественных пастбищах, которые не распахиваются и не удобряются. В частности, это затрагивает сельских жителей на территории бывшего СССР, которые в основном ведут натуральное хозяйство и владеют молочным скотом.

В долгосрочной перспективе содержание  $^{137}\text{Cs}$  в мясе и молоке, а также в меньшей степени в овощах остается наиболее важным фактором, формирующим дозу внутреннего облучения человека. Поскольку его концентрация как в растительной, так и в животной пище в последние десятилетия снижалась весьма медленно, на уровне 3-7% в год, вклад  $^{137}\text{Cs}$  в дозу будет по-прежнему доминирующим в ближайшие десятилетия. Вклад других долгоживущих радионуклидов –  $^{90}\text{Sr}$ , изотопов плутония и  $^{241}\text{Am}$  – в дозу облучения человека по-прежнему не будет представлять какого-либо значения.

#### *1.2.1.4. Лесная среда*

После чернобыльской аварии наиболее высокие уровни поглощения радиоактивного цезия были зарегистрированы в лесной растительности и

обитающих в лесах и на возвышенностях животных, где наивысшая концентрация  $^{137}\text{Cs}$  была обнаружена в продуктах лесного происхождения вследствие постоянной регенерации радиоактивного цезия в лесных экосистемах. Особенно высокие концентрации  $^{137}\text{Cs}$  были обнаружены в грибах, ягодах и дичи, и эти высокие уровни сохраняются со временем аварии. Таким образом, хотя произошло общее снижение величины доз облучения в связи с потреблением сельскохозяйственных продуктов, высокие уровни загрязнения в лесных пищевых продуктах до сих пор превышают уровни вмешательства во многих странах. Следует ожидать, что это будет продолжаться в течение нескольких ближайших десятилетий. Следовательно, со временем повышается относительная важность вклада лесной среды в величину радиоактивного облучения групп населения в нескольких пострадавших странах. В первую очередь именно сочетание миграции и физического распада  $^{137}\text{Cs}$  в почве будет способствовать любому дальнейшему снижению загрязнения лесных пищевых продуктов.

Большой перенос радиоактивного цезия по схеме лишайник-оленина-человек наблюдался после чернобыльской аварии в северных арктических и субарктических территориях Европы. Чернобыльская авария привела к значительному загрязнению оленины в Финляндии, Норвегии, Российской Федерации и Швеции, а также вызвала серьезные проблемы среди народности лопарей.

Использование древесины и древесной продукции вносит лишь небольшой вклад в формирование дозы облучения населения, хотя зола может содержать большие активности  $^{137}\text{Cs}$  и потенциально привести к более высоким дозам, чем при другом использовании дерева. Цезий-137 в древесине имеет меньшее значение, хотя дозы в целлюлозно-бумажной промышленности еще следует оценить.

Лесные пожары увеличили концентрации радионуклидов в воздухе в 1992 году, хотя не в большой степени. Возможные радиологические последствия лесных пожаров широко обсуждались, но не ожидается, что они вызовут какие-либо проблемы с переносом радионуклидов из загрязненных лесов, за исключением, возможно, наиболее близко прилегающих к пожару территорий.

#### 1.2.1.5. Водная среда

Радионуклиды чернобыльского выброса загрязнили поверхностные водные системы не только в районах, прилегающих к площадке реактора, но

также и во многих других частях Европы. Первоначальное загрязнение воды в основном было вызвано прямым выпадением радионуклидов на поверхности рек и озер, и основную его часть составляли короткоживущие радионуклиды (самый важный из них  $^{131}\text{I}$ ). В первые несколько недель после аварии концентрации радионуклидов в питьевой воде из Киевского водохранилища вызывали особую озабоченность.

Загрязнение водной среды быстро снизилось в течение нескольких недель после выброса путем разбавления, физического распада и поглощения радионуклидов почвами. В отношении озер и водохранилищ осаждение взвешенных частиц на дно также играло важную роль в понижении уровней содержания радионуклидов в воде. Донные отложения являются важным долговременным местом нахождения радионуклидов.

Первоначальное поглощение радиоактивного йода рыбой было быстрым, но его концентрации резко уменьшились, прежде всего благодаря физическому распаду. Бионакопление радиоактивного цезия в водной пищевой цепочке привело к значительным концентрациям радионуклидов в рыбе в наиболее пострадавших районах, а также в некоторых озерах, находящихся на большом удалении, например в Скандинавии и Германии. Благодаря в целом меньшим выпадениям и меньшему бионакоплению  $^{90}\text{Sr}$  его концентрации в рыбе не являлись значительным фактором, способствующим формированию дозы облучения человека по сравнению с радиоактивным цезием, в частности, поскольку  $^{90}\text{Sr}$  накапливается в костях, а не в съедобных мышечных волокнах.

В долгосрочной перспективе вторичное загрязнение, вызванное вымыванием долгоживущих  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  из загрязненных почв, и их перенос из донных отложений продолжается (на гораздо более низком уровне) и в настоящее время. Водосборы с высоким содержанием органических веществ (торфяные почвы) выделяют гораздо больше радиоактивного цезия в поверхностные воды, чем водосборы с преимущественно минеральными грунтами. В настоящее время концентрации радионуклидов в поверхностных водах низкие; поэтому орошение поверхностными водами не является проблемой.

В отношении топливных частиц, попавших в донные отложения рек и озер вблизи Чернобыльской АЭС, наблюдаются гораздо меньшие масштабы эрозии, чем в земных почвах. Период полураспада этих частиц примерно такой же, как и физический полураспад радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

Хотя концентрации  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в воде и рыбе в реках, открытых озерах и водохранилищах в настоящее время низки, наиболее загрязненные озера – это те несколько озер с ограниченными подпитывающими и отводящими потоками ("закрытые" озера) в Беларуси, Российской Федерации и Украине, в которых наблюдается недостаток питательных минеральных веществ. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе в некоторых из этих озер сохраняются в течение значительных периодов времени и в будущем. Для некоторой части населения, проживающего вблизи систем закрытых озер (например, озеро Кожановское в Российской Федерации), потребление рыбы явилось основным источником пищевого поступления  $^{137}\text{Cs}$ .

Благодаря тому, что Черное и Балтийское моря находятся далеко от Чернобыльской АЭС и морские системы обладают большой степенью разбавления, концентрация радионуклидов в морской воде гораздо ниже, чем в пресной воде. В результате низких концентраций радионуклидов в воде в сочетании с низким уровнем бионакопления радиоактивного цезия морской биотой концентрации радионуклидов в морской рыбе не представляют никаких проблем.

### **1.2.2. Рекомендации в отношении дальнейших исследований и мониторинга**

#### *1.2.2.1. Общие*

Рассматриваемые в настоящем докладе различные экосистемы в течение всех лет после чернобыльской аварии интенсивно контролировались и изучались. Поэтому в настоящее время в целом существует хорошее понимание явлений переноса и бионакопления наиболее важных долгосрочных загрязнителей –  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Следовательно, нет особой необходимости в новых программах исследований по радионуклидам в экосистемах; однако существует необходимость постоянного, но более ограниченного целевого мониторинга окружающей среды, а также проведения дальнейших исследований в некоторых конкретных областях, которые детально изложены ниже.

Долгосрочный мониторинг радионуклидов (особенно  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ ) в различных средах необходим для удовлетворения общих практических и научных потребностей, описанных ниже.

#### *1.2.2.2. Практические*

Практические потребности заключаются в том, чтобы:

- a) оценить существующие и предсказать будущие уровни доз облучения человека и загрязнения пищевых продуктов в целях обоснования реабилитационных мероприятий и долгосрочных контрмер;
- b) информировать общественность в пострадавших районах о наличии радиоактивного загрязнения пищевых продуктов и его сезонных и годовых колебаниях в природных пищевых продуктах, потребляемых населением (таких, как грибы, дичь, пресноводная рыба из закрытых озер, ягоды и т.д.), и дать рекомендации в отношении методов питания и приготовления пищи в целях снижения поступления радионуклидов в организм человека;
- c) информировать население пострадавших районов об изменениях радиологических условий в целях снятия озабоченностей.

#### *1.2.2.3. Научные*

Научные потребности заключаются в том, чтобы:

- a) определить параметры долгосрочного переноса радионуклидов в различных экосистемах и различных природных условиях в целях улучшения прогнозных моделей для использования в пострадавших от чернобыльской аварии районах и для применения в отношении потенциальных будущих радиоактивных выбросов;
- b) определить механизмы поведения радионуклидов в менее изученных экосистемах (например, роль грибов в лесах) в целях понимания механизмов, определяющих присутствие радионуклидов в этих экосистемах, и изучения возможностей для реабилитации, уделяя особое внимание процессам, представляющим важность с точки зрения вклада в формирование дозы облучения населения и биоты.

Поскольку концентрации радионуклидов в окружающей среде в настоящее время находятся в квазиравновесии и изменяются медленно, то число и частота отбора проб и измерений при мониторинге и проведении исследовательских программ могут

быть существенно уменьшены по сравнению с первыми годами после чернобыльской аварии.

Отложения  $^{137}\text{Cs}$  и ряда других долгоживущих радионуклидов в 30-километровой зоне следует использовать в ходе радиоэкологических исследований различных экосистем, находящихся в этом сильно загрязненном районе. Такие исследования, за исключением экспериментов весьма малого масштаба, невозможно или трудно проводить в других местах.

#### 1.2.2.4. Конкретные рекомендации

Следует произвести обновление карт выпадений  $^{137}\text{Cs}$  в Албании, Болгарии и Грузии, с тем чтобы завершить исследование загрязнения Европы в результате чернобыльской аварии.

Уточнение карты выпадений  $^{131}\text{I}$ , основанное как на исторических измерениях окружающей среды, проведенных в 1986 году, так и на недавних измерениях  $^{129}\text{I}$  в пробах почв, взятых на территориях, где отмечена повышенная степень заболеваемости раком щитовидной железы после чернобыльской аварии, уменьшит неопределенность в реконструкции дозы облучения щитовидной железы, необходимой для определения радиационных рисков.

Долгосрочный мониторинг концентраций  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в сельскохозяйственной растительной и животноводческой продукции, произведенной в районах с различными почвенными и климатическими условиями и различными агротехническими методами земледелия, следует провести в течение следующих десятилетий в виде ограниченных целевых исследовательских программ на отобранных площадках для определения параметров моделирования долгосрочного переноса.

Исследования распределения  $^{137}\text{Cs}$  и радионуклидов plutonia в городской среде (Припять, Чернобыль и другие загрязненные города) через длительное время после аварии улучшат моделирование дозы внешнего облучения человека и ингаляционного поступления радионуклидов в случае ядерной или радиологической аварийной ситуации или злоумышленных действий.

Следует проводить постоянный долгосрочный мониторинг специфических лесных продуктов, таких, как грибы, ягоды и дичь, в тех районах, в которых леса были значительно загрязнены и где население потребляет лесные продукты. Результаты такого мониторинга используются компетентными органами в пострадавших странах для предоставления населению рекомендаций в отношении

постоянного использования лесов для отдыха и сбора природных пищевых продуктов.

В дополнение к требуемому с точки зрения радиационной защиты общему мониторингу лесной продукции необходим детальный научно обоснованный долгосрочный мониторинг конкретных лесных массивов в целях получения современной и более полной картины о механизмах долгосрочной динамики и наличии загрязнения радиоактивным цезием и его вариабельности. Желательно дальнейшее изучение ключевых организмов, например грибов, и их роли в мобильности радиоактивного цезия и долгосрочного поведения в лесных экосистемах. Такие программы мониторинга проводятся в наиболее серьезно пострадавших странах, например, в Беларуси и Российской Федерации, и представляется важным, чтобы они продолжались в обозримом будущем в целях снижения степени существующих неопределенностей в долгосрочных прогнозах.

В течение многих лет после чернобыльской аварии проводились интенсивный мониторинг и изучение водных систем и переноса и бионакопления наиболее важных долгосрочных загрязнителей,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , в отношении которых сейчас существует достаточно хорошее понимание. Однако необходимо проводить постоянный (возможно, в более ограниченных масштабах) мониторинг водной среды и дальнейшие исследования в некоторых конкретных областях, детально изложенных ниже.

Хотя в настоящее время нет необходимости в проведении новых крупных исследовательских программ по радиоактивности в водных системах, прогнозы в отношении будущего загрязнения водных систем  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  будут более точными с помощью постоянного мониторинга радиоактивности ключевых систем (система Припять-Днепр, моря и некоторые реки и озера в наиболее пострадавших районах и в Восточной Европе). Это позволит расширить отличный существующий временной ряд измерений концентрации радионуклидов в воде, донных отложениях и рыбе и позволит уточнить прогнозные модели в отношении этих радионуклидов.

Хотя трансурановые элементы в настоящее время представляют меньшее радиологическое значение по сравнению со  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , дальнейшее их изучение в чернобыльской зоне помогло бы усовершенствовать прогнозы загрязнения окружающей среды в весьма отдаленной перспективе (от сотен до тысяч лет). Дальнейшие эмпирические исследования трансурановых радионуклидов и  $^{99}\text{Tc}$  вряд ли будут иметь непосредственные последствия

для радиологической защиты пострадавших от чернобыльской аварии районов, но увеличат объем знаний о поведении этих весьма долгоживущих радионуклидов в окружающей среде.

Дальнейшие планы по снижению уровня воды в чернобыльском водоеме-охладителе будут иметь серьезные последствия для его экологии и поведения радионуклидов/топливных частиц во вновь открывшихся отложениях. Таким образом, следует продолжать конкретные исследования водоема-охладителя. В частности, дальнейшее исследование темпов растворения топливных частиц в водных системах, таких, как водоемо-хладитель, улучшит знание этих процессов.

### 1.3. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ КОНТРМЕРЫ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

После чернобыльской аварии компетентные органы СССР ввели целый ряд краткосрочных и долгосрочных контрмер для смягчения последствий загрязнения окружающей среды. В рамках этих контрмер были задействованы большие объемы человеческих, экономических и научных ресурсов. К сожалению, не всегда присутствовала открытость и транспарентность в действиях компетентных органов, и информация не распространялась среди общественности. Это частично может объяснить причину некоторых проблем, которые возникли позже в отношении связи с общественностью, а также недоверия общественности компетентным органам. Подобная ситуация во многих других странах помимо Российской Федерации, Беларуси и Украины привела к подрыву доверия к компетентным органам, что в свою очередь привело к проведению исследований того, каким образом освещать такие крупные аварии в атмосфере гласности и транспарентности и каким образом пострадавшие люди могут принимать участие в процессах принятия решений.

Уникальный опыт применения контрмер после чернобыльской аварии уже широко используется как на национальном, так и на международном уровнях, с тем чтобы повысить степень готовности в отношении будущих ядерных и радиологических аварийных ситуаций.

#### 1.3.1. Выводы

##### 1.3.1.1. Радиологические критерии

Во время чернобыльской аварии существовали надлежащим образом разработанные междуна-

родные и национальные руководства по общим вопросам радиационной защиты населения и конкретные руководства, применимые в случае крупных ядерных аварийных ситуаций. Базовая методология руководств, используемых в бывшем СССР, отличалась от той, которая была принята в международной системе, но пределы доз в нормах радиационной безопасности были аналогичны. Существующие в то время международные и национальные нормы широко применялись для защиты населения европейских стран, пострадавших в результате аварии.

Масштабы долгосрочных последствий чернобыльской аварии потребовали разработки некоторых дополнительных национальных и международных норм радиационной безопасности в результате изменения радиологических условий.

##### 1.3.1.2. Контрмеры в отношении городской среды

В течение первых лет после чернобыльской аварии в загрязненных регионах СССР широко применялась дезактивация поселков в качестве контрмеры для снижения дозы внешнего облучения населения и вдыхания вторично взвешенных радиоактивных веществ.

Дезактивация оказалась экономически эффективной с точки зрения снижения дозы внешнего облучения в тех случаях, когда перед ней проводилась оценка восстановительных мероприятий на основе методов анализа затрат и выгод, а также данных дозиметрии внешнего облучения. После очистки территорий не наблюдалось вторичного загрязнения очищенных участков.

В результате дезактивации городских территорий образовались значительные объемы радиоактивных отходов низкого уровня активности, которые, в свою очередь создали проблему их захоронения.

В качестве научной базы для разработки усовершенствованных рекомендаций по дезактивации городских территорий использовались многочисленные экспериментальные исследования и соответствующее моделирование. Такие рекомендации могли бы использоваться в случае любых крупномасштабных радиоактивных загрязнений городских территорий в будущем.

##### 1.3.1.3. Контрмеры в отношении сельскохозяйственной среды

Контрмеры, принятые на ранней стадии чернобыльской аварии, оказались только частично

эффективными с точки зрения поступления радиоактивного йода через молоко, поскольку не хватало своевременной информации об аварии и руководящих материалов в отношении рекомендуемых действий, особенно для частных фермеров. Это привело к значительному облучению радиоактивным йодом некоторой части населения пострадавших стран.

Наиболее эффективными контрмерами на ранней стадии были исключение из рациона питания скота загрязненных пастбищных трав и отказ от молока. В некоторых странах весьма эффективным оказалось кормление скота чистым фуражом; однако эта контрмера не была широко использована в СССР из-за недостатка незагрязненных кормов. Часто проводился убой скота, но это было неоправданной с радиологической точки зрения мерой и вызвало значительные гигиенические, практические и экономические проблемы.

Через несколько месяцев после аварии во всех загрязненных районах эффективно применялись долгосрочные сельскохозяйственные контрмеры в отношении радиоактивного цезия и радиоактивного стронция; эти контрмеры включали кормление животных чистым фуражом и обязательную переработку молока. Это позволило продолжить большую часть сельскохозяйственного производства на пострадавших территориях и в результате привело к значительному снижению дозы. Наиболее важной предпосылкой был радиационный мониторинг сельскохозяйственных земель, кормов и пищевых продуктов, включая мониторинг концентраций цезия в мясе скота *in vivo*.

Наиболее крупной долгосрочной проблемой было загрязнение молока и мяса радиоактивным цезием. В СССР и позднее в трех независимых странах этот вопрос решался путем обработки земли, используемой для выращивания сельскохозяйственных кормов, чистого кормления скота и введения животным связывающих цезий веществ – сорбентов. Чистое кормление является одной из наиболее важных и эффективных мер, используемых в странах, в которых концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в продукции животноводства превышала уровни действий. В долгосрочной перспективе радиационная обстановка окружающей среды меняется весьма медленно; однако эффективность экологических контрмер остается на постоянном уровне.

Применение сельскохозяйственных контрмер в трех наиболее пострадавших странах существенно снизилось с середины 90-х годов прошлого века в связи с экономическими проблемами. Уже через короткое время это привело к увеличению содер-

жания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции растительного и животного происхождения.

В этих трех странах до сих пор остаются сельскохозяйственные угодья, которые не используются. Эти земли могли бы использоваться после соответствующих реабилитационных мероприятий, но в настоящее время это трудно сделать в связи с юридическими, экономическими и социальными ограничениями.

В тех случаях, когда во время планирования и применения контрмер наряду с радиологическими факторами принимались во внимание социально-экономические факторы, эти контрмеры лучше воспринимались населением.

В западной Европе до сих пор применяется ряд контрмер в отношении продукции животноводства, производимой на возвышенностях и в лесистой местности, из-за высокого и продолжительного поглощения радиоактивного цезия пострадавшими системами экстенсивного земледелия.

Впервые практические долгосрочные сельскохозяйственные контрмеры были разработаны, опробованы и осуществлены в столь широком масштабе; они включают коренное улучшение пастбищ, чистое кормление скота перед убоем, применение сорбентов и обработку и культивацию почвы. Их осуществление на площади более трех миллиардов гектар сельскохозяйственных земель позволило свести к минимуму объем продукции с концентрациями радионуклидов выше уровня действий во всех трех странах.

#### *1.3.1.4. Контрмеры в отношении лесной среды*

Основными контрмерами по отношению к лесной среде, применяемыми после чернобыльской аварии, являлись административные запретительные контрмеры (ограничения на различные виды деятельности, обычно ведущиеся в лесах), и технологические контрмеры.

Широко применяемые в трех наиболее пострадавших странах и частично в Скандинавии ограничения включали следующие меры, которые снизили дозы облучения людей вследствие запрещения их пребывания в радиоактивно загрязненных лесах и использования лесных продуктов:

- a) ограничение доступа населения и работников лесных хозяйств в качестве контрмеры против внешнего облучения;
- b) ограничения на сбор ягод и грибов и охоты на диких животных. В трех наиболее пострадав-

- ших странах широко распространен сбор грибов, и поэтому это ограничение было особенно важным;
- c) ограничения на сбор дров населением в целях предотвращения внешнего облучения в домах и на приусадебных участках при сгорании древесины, а также при захоронении золы или ее использовании в качестве удобрения;
  - d) изменение охотничьего сезона, целью которого являлось ограничение потребления мяса с высокими уровнями загрязнения радиоактивным цезием;
  - e) предотвращение пожаров, особенно в районах крупномасштабного выпадения радионуклидов, с целью избежания вторичного загрязнения окружающей среды.

Однако накопленный в трех наиболее пострадавших странах опыт показал, что такие ограничения могут также в результате иметь значительные негативные социальные последствия, и рекомендации компетентных органов населению могут в конечном итоге игнорироваться. Исправить такое положение можно путем реализации соответствующих образовательных программ на местах, направленных на подчеркивание актуальности предлагаемых изменений в использовании некоторых лесных массивов.

Маловероятно, что какие-либо технологические контрмеры в отношении лесной среды (т.е. использование техники или химической обработки для изменения распределения или переноса радиоактивного цезия в лесах) будут иметь практическое значение в широких масштабах.

#### 1.3.1.5. Контрмеры в отношении водной среды

В течение месяцев и лет после аварии принимались многочисленные контрмеры для защиты водных систем от перехода радионуклидов из загрязненных почв. В общем плане эти меры оказались неэффективными и дорогостоящими, а также привели к относительно высоким дозам облучения работников, осуществляющих эти контрмеры.

Наиболее эффективной контрмерой явилось раннее ограничение забора питьевой воды из загрязненных источников и переход к использованию альтернативных запасов воды. Ограничения потребления пресноводной рыбы оказались эффективными в Скандинавии и Германии; однако в Беларуси, Российской Федерации и Украине таких ограничений, возможно, не всегда придерживались.

Маловероятно, что любые будущие контрмеры для защиты поверхностных вод будут оправданы с точки зрения экономической стоимости на единицу снижения дозы. Ожидается, что ограничение на потребление рыбы останется в силе в некоторых случаях (закрытых озерах) еще несколько десятилетий.

Будущие усилия в данной области должны быть сконцентрированы на информировании общественности, поскольку до сих пор существует неправильное понимание населением того, что радиоактивно загрязненные воды и рыба могут являться риском для здоровья.

#### 1.3.2. Рекомендации

##### 1.3.2.1. Страны, пострадавшие в результате чернобыльской аварии

Долгосрочные реабилитационные меры и контрмеры должны применяться на загрязненных радионуклидами территориях в тех случаях, если они оправданы и оптимизированы с радиологической точки зрения.

Наряду с компетентными органами следует информировать население о существующих факто-рах радиационного риска и технологических возможностях их снижения в долгосрочной перспективе посредством реабилитационных мероприятий и контрмер, а также население следует вовлекать в публичные дискуссии и процесс принятия решений.

В долгосрочной перспективе меры реабилитации и контрмеры остаются эффективными и оправданными в основном в сельскохозяйственных районах с неплодородными (песчаными и глинистыми) почвами, где может происходить интенсивный переход радионуклидов из почвы в растения.

Основное внимание должно уделяться частным фермам в нескольких сотнях поселков и приблизительно 50 фермерским хозяйствам с интенсивным земледелием в Беларуси, Российской Федерации и Украине, в которых концентрации радионуклидов в молоке до сих пор превышает национальные уровни действий.

Среди долгосрочных реабилитационных мер высоко эффективными являются коренное улучшение пастбищ и других участков с травяным покровом, а также дренирование влажных глинистых участков. Наиболее эффективные сельскохозяйственные контрмеры – это чистое кормление скота перед убоем, сопровождающееся мониторингом скота *in vivo*, введение скоту берлинской лазури и

интенсивное применение минеральных удобрений при культивации сельскохозяйственных растений.

Ограничения на сбор населением лесных пищевых продуктов и на охоту, что включает дичь, ягоды, грибы и рыбу из закрытых озер, могут до сих пор оставаться необходимыми в тех районах, где концентрации радионуклидов превышают национальные уровни действий.

Следует продолжать консультации в отношении индивидуальных рационов питания в качестве меры по снижению потребления высокозагрязненных естественных пищевых продуктов, а также в отношении простых рецептов приготовления пищи с целью удаления радиоактивного цезия.

Необходимо определить устойчивые пути полезного использования наиболее пострадавших территорий, но также оживить экономический потенциал в этих районах на благо общества. Такие стратегии должны учитывать соответствующие радиационные опасности.

#### *1.3.2.2. В мировом масштабе*

Уникальный опыт применения контрмер после чернобыльской аварии следует тщательно документировать и использовать при подготовке международных и национальных руководств для компетентных органов и экспертов, отвечающих за радиационную защиту населения и окружающей среды.

Практически все долгосрочные сельскохозяйственные контрмеры, осуществленные в широком масштабе на загрязненных территориях трех наиболее пострадавших стран, могут быть рекомендованы для использования в случае будущих аварий. Однако эффективность контрмер в отношении почвы варьирует на каждом отдельном участке. Поэтому большую важность перед применением контрмер представляет анализ свойств почвы и агротехнических методов.

Рекомендации по дезактивации городской среды в случае крупномасштабного радиоактивного загрязнения следует распространять среди руководителей ядерных установок, из которых потенциально могут произойти существенные аварийные выбросы радиоактивных веществ (атомные электростанции и заводы по переработке), а также в компетентных органах прилегающих районов.

#### *1.3.2.3. Исследования*

В общем плане физические и химические процессы, используемые при применении экологичес-

ких контрмер и технологий реабилитации механического (удаление радионуклидов, смешивание с почвами и т.д.) или химического характера (известкование почв, применение удобрений и т.д.) или их сочетания, достаточно хорошо понятны и могут моделироваться и применяться в подобных обстоятельствах во всем мире. Гораздо менее понятны биологические процессы, которые можно использовать для реабилитации окружающей среды (например, перепрофилирование сельскохозяйственной продукции, биоремедиация и т.д.). Эти процессы требуют проведения дополнительных исследований.

Важными вопросами, требующими дополнительных социологических исследований, являются восприятие населением введения, осуществления и отмены контрмер в случае аварийной ситуации, а также разработка социальных мер, направленных на участие населения в таких процессах на всех этапах, начиная с процесса принятия решений.

До сих пор существует значительное расхождение в международных и национальных радиологических критериях и нормах безопасности, применяемых в отношении реабилитации территорий, пострадавших от загрязнения окружающей среды радионуклидами. Опыт радиологической защиты населения после чернобыльской аварии ясно показал необходимость дальнейшего согласования соответствующих радиологических критериев и норм безопасности на международном уровне.

### 1.4. ОБЛУЧЕНИЕ ЧЕЛОВЕКА

После чернобыльской аварии облучению подверглись как работники, так и население, что в результате привело или может привести к вредным последствиям для здоровья. В настоящем докладе рассматриваются в основном закономерности облучения лиц из населения, подвергшихся облучению радионуклидами в результате выбросов в окружающую среду. Информация о дозах, полученных лицами из населения, как эвакуированными с места аварии, так и тех людей, которые постоянно проживают в загрязненных районах, необходима для следующих связанных со здоровьем человека целей:

- a) обоснование контрмер и программ реабилитации;
- b) прогноз ожидаемых вредных последствий для здоровья и обоснование соответствующих мер по защите здоровья;
- c) информация для населения и компетентных органов; и

- d) эпидемиологические и другие медицинские исследования обусловленных радиацией вредных последствий для здоровья.

Результаты мониторинга окружающей среды после аварии показывают, что наиболее пострадавшими странами были Беларусь, Российская Федерация и Украина. Большая часть информации о дозах, полученных в результате чернобыльской аварии, относится к этим странам.

Существовало четыре основных механизма облучения населения: доза внешнего облучения в результате прохождения радиоактивного облака, доза внутреннего облучения в результате ингаляции радиоактивных материалов из облака и вторично взвешенных частиц, доза внешнего облучения от радиоактивного материала, выпавшего на почву и другие поверхности, а также доза внутреннего облучения от перорального поступления пищевых продуктов и воды. За исключением необычных обстоятельств два последних пути облучения наиболее важны. Доза внешнего облучения и доза внутреннего облучения имели почти одинаковое значение, хотя этот общий вывод широко варьирует в зависимости от степени защиты в зданиях и свойств и состава почвы, на которой выращивались сельскохозяйственные растения.

Оценка доз у отдельных лиц получена из групп населения на основе миллионов измерений концентраций радиоактивных материалов в воздухе, почве, пищевых продуктах, воде, щитовидной железе и во всем теле человека. Кроме того, было проведено множество измерений мощности дозы внешнего гамма-излучения на естественных и обрабатываемых полях, а также доз внешнего облучения людей индивидуальными термолюминесцентными дозиметрами. Таким образом, результаты расчета доз твердо базируются на измерениях и скорее реалистичны, чем консервативны.

Поскольку основные последствия чернобыльской аварии для здоровья населения заключались в повышенной степени заболеваемости раком щитовидной железы у детей и подростков, много внимания уделялось дозиметрии щитовидной железы. Оценка доз на щитовидную железу в результате поступления  $^{131}\text{I}$  основана на результатах 350 000 измерений людей и нескольких тысяч измерений содержания  $^{131}\text{I}$  в молоке, сделанных в Беларусь, Российской Федерации и Украине в течение нескольких недель после аварии.

Дозы облучения человека были значительно снижены в результате введения ряда контрмер. Официальные контрмеры включали эвакуацию и

переселение людей, изоляцию запасов загрязненных пищевых продуктов, удаление загрязненной почвы, обработку сельскохозяйственных угодий в целях уменьшения поглощения радионуклидов, замену пищевых продуктов и запрещение использования лесных пищевых продуктов. Неофициальные контрмеры включали отказ по собственной инициативе от потребления пищевых продуктов, которые, по мнению населения, были загрязнены.

#### 1.4.1. Выводы

Коллективная эффективная доза (не включающая дозу на щитовидную железу), полученная почти пятью миллионами жителей загрязненных в результате чернобыльской аварии районов Беларусь, Российской Федерации и Украины (выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на почву  $>37 \text{ кБк}/\text{м}^2$ ), составляла приблизительно 40 000 человеко-зиверт в течение 1986–1995 годов. Группы подвергшихся облучению людей в каждой стране получили приблизительно равную коллективную дозу. Дополнительная коллективная эффективная доза, которая, как считается, была получена между 1996 и 2006 годами, составляет примерно 9 000 человеко-зиверт.

Коллективная доза на щитовидную железу составила около  $2 \times 10^6$  человеко-грей, причем примерно половина была получена лицами, подвергшимися облучению в Украине.

Основные пути облучения человека – это внешнее облучение выпавшими на поверхность земли радионуклидами и пероральное поступление загрязненных наземных пищевых продуктов. Ингаляционное и пероральное поступление питьевой воды, рыбы и продуктов, загрязненных оросительной водой, обычно представляли собой менее важные пути облучения.

Диапазон величин доз на щитовидную железу в различных населенных пунктах и во всех группах населения по возрасту и полу составлял от менее 0,1 Гр до более 10 Гр. В некоторых группах, и особенно среди младших детей, дозы были достаточно высокими для того, чтобы вызвать краткосрочные функциональные изменения щитовидной железы и рак щитовидной железы у отдельных лиц.

Внутренняя доза облучения щитовидной железы в результате поступления  $^{131}\text{I}$  в основном была обусловлена потреблением свежего коровьего молока и в меньшей степени зеленых овощей; в среднем дети получили дозу, которая была гораздо выше, чем доза, полученная взрослыми, поскольку масса их щитовидной железы меньше, а уровень

потребления свежего коровьего молока был аналогичен потреблению взрослыми людьми.

Для групп населения, постоянно проживающих в загрязненных районах и подвергающихся облучению в основном пероральным путем, вклад короткоживущих радиоизотопов йода (т.е.  $^{132}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$  и  $^{135}\text{I}$ ) в облучение щитовидной железы был минимальным (т.е. около 1% дозы, полученной щитовидной железой от  $^{131}\text{I}$ ), поскольку короткоживущие радиоизотопы йода подвергались распаду во время переноса радиоактивного йода по пищевым цепочкам. Наивысший относительный вклад (20-50%) в дозу на щитовидную железу среди населения от короткоживущих радионуклидов был получен жителями Припяти ингаляционным путем; эти жители были эвакуированы до того, как они могли начать прием загрязненной пищи.

Данные измерений и моделирования показывают, что городское население получило дозу внешнего облучения в полтора-два раза меньше по сравнению с дозой, полученной сельским населением, проживающим в районах с аналогичными уровнями радиоактивного загрязнения. Причиной этому являются лучшие защитные свойства городских зданий и различное профессиональное поведение. Кроме того, поскольку городское население меньше зависит от местной сельскохозяйственной продукции и лесной пищи, чем сельское население, то в основном полученные пероральным путем эффективные дозы и внутренние дозы на щитовидную железу у городского населения были в два-три раза ниже, чем у сельского населения.

Первоначальная высокая мощность излучения быстро снижалась благодаря распаду короткоживущих радионуклидов и переходу радиоактивного цезия вглубь почвы. Последнее вызвало уменьшение мощности дозы внешнего облучения благодаря лучшей защите. Кроме того, в процессе перемещения цезия вниз по колонке грунта он связывается с частицами почвы, что уменьшает поступление цезия в растения и, таким образом, в пищевую цепочку человека.

Накопление большей части обусловленной аварией дозы уже произошло.

Лица, которые получили эффективные дозы (не включающие дозы на щитовидную железу) в два-три раза выше средней, были сельскими жителями, проживающими в одноэтажных домах и потребляющими большие объемы натуральных пищевых продуктов, таких, как мясо диких животных, грибы и ягоды.

Долгосрочные дозы внутреннего облучения, полученные жителями сельских населенных

пунктов, сильно зависят от свойств почвы. Вклады в дозу в результате внутреннего и внешнего облучения сопоставимы в районах с легкими песчаными почвами, а вклад внутреннего облучения в суммарную дозу (внешнего и внутреннего облучения) не превышает 10% в районах с преимущественно черноземными почвами. Вклад  $^{90}\text{Sr}$  в дозу внутреннего облучения вне зависимости от природных условий обычно составляет меньше 5%.

Долгосрочные дозы внутреннего облучения у детей, полученные в результате поступления радионуклидов цезия с пищей обычно ниже примерно в 1,1-1,5 раза, чем те же дозы, полученные взрослыми и подростками.

И накопленные, и прогнозируемые средние дозы у жителей населенных пунктов варьируют в диапазоне двух порядков в зависимости от радиоактивного загрязнения района, основного вида почвы и типа населенного пункта. В период 1986-2000 годов накопленная доза составляла от 2 мЗв в городах, расположенных в черноземных областях, до 300 мЗв в деревнях, расположенных в районах с подзолистыми песчаными почвами. Дозы, ожидаемые в период 2001-2056 годов, будут существенно ниже, чем дозы, которые уже получены (т.е. в диапазоне 1-100 мЗв).

Без применения контрмер лица из состава населения некоторых наиболее загрязненных деревень могли бы получить за жизнь (70 лет) эффективные дозы до 400 мЗв. Интенсивное применение контрмер, таких, как дезактивация населенных пунктов и сельскохозяйственные контрмеры, существенно снизили величину доз. Для сравнения, средняя мировая доза за жизнь от естественного фонового излучения составляет примерно 170 мЗв, а типичный диапазон составляет от 70 до 700 мЗв в различных регионах мира.

Подавляющее большинство из приблизительно пяти миллионов человек, проживающих в загрязненных районах Беларуси, Российской Федерации и Украины, в настоящее время получают годовые эффективные дозы в размере меньше 1 мЗв (равные национальным уровням действий в трех странах). Для сравнения, средняя годовая доза в мире от естественного фонового излучения составляет 2,4 мЗв, а типичный диапазон лежит в пределах от 1 до 10 мЗв в различных регионах мира.

Число жителей на загрязненных территориях трех наиболее пострадавших стран, которые в настоящее время получают дозу более 1 мЗв в год, может составлять примерно 100 000 человек. Поскольку будущее снижение мощности дозы внешнего облучения и концентрации радионукли-

дов (в основном  $^{137}\text{Cs}$ ) в пищевых продуктах, как прогнозируется, будет весьма медленным, снижение уровня облучения человека также, как ожидается, будет медленным, т.е. около 3-5% в год при условии применения нынешних контрмер.

На основе имеющейся информации не представляется очевидным, что дозы, полученные от горячих частиц, были значительными.

Оценка Чернобыльского форума согласуется с оценкой НКДАР ООН [1.1] с точки зрения дозы, полученной группами населения в трех наиболее пострадавших странах: Беларуси, Российской Федерации и Украине.

#### 1.4.2. Рекомендации

Нет необходимости далее продолжать крупномасштабный мониторинг пищевых продуктов, измерения радиоактивности всего тела у отдельных лиц и раздавать термолюминесцентные дозиметры лицам из состава населения. Известны критические группы населения, проживающие на территориях с высоким уровнем загрязнения и/или интенсивным переходом радиоактивного цезия в пищевые продукты. Следует проводить мониторинг отдельных представителей этих критических групп с помощью дозиметров на предмет внешнего облучения и с помощью СИЧ на предмет доз внутреннего облучения.

Можно определить отдельных лиц, проживающих на наиболее загрязненных территориях, которые не планируется реабилитировать, и продолжать проводить среди них измерения СИЧ и мониторинг дозы внешнего облучения. Цель этого – следить за ожидающимся снижением мощности внешнего и внутреннего облучения и определить, объясняется ли такое снижение только радиоактивным распадом или дальнейшими экологическими процессами.

### 1.5. РАДИАЦИОННО ИНДУЦИРОВАННЫЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ДЛЯ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

Биологические радиационные эффекты у растений и животных уже долгое время представляют интерес для ученых; фактически большая часть информации о последствиях для людей появилась в результате проведения экспериментальных исследований на растениях и животных. По мере освоения ядерной энергии и появления озабоченности в отношении возможного воздействия радиоактив-

ных выбросов в земную и морскую среды стали проводиться дополнительные исследования. К середине 1970-х годов была получена большая часть информации о последствиях воздействия ионизирующего излучения для растений и животных.

Ядерная авария на Чернобыльской АЭС в апреле 1986 года произошла не в пустыне или в океане, а на территории с умеренным климатом и процветающей флорой и фауной. В пострадавших районах наблюдались острые радиационные эффекты (гибель растений и животных в результате излучения, потеря воспроизводства и т.д.) и долгосрочные последствия (изменение биоразнообразия, цитогенетические аномалии и т.д.). Больше всего пострадала биота, которая находилась на территориях, близко расположенных к источнику радиоактивного выброса - в 30-километровой зоне или так называемой чернобыльской зоне отчуждения (ЧЗО). В результате в этом районе возникли последствия для популяций животных и экосистемы, вызванные, с одной стороны, высокими уровнями радиации, и, с другой стороны, видоизменениями растений и миграцией животных из-за внутривидовой и межвидовой конкуренции.

В первые месяцы и годы после аварии условия пребывания растений и животных в ЧЗО быстро менялись, а затем перешли в квазистационарное равновесие. В настоящее время следы вредных радиационных последствий на биоту можно найти только в непосредственной близости от источника излучения (в нескольких километрах от поврежденного реактора), а на остальной территории дикорастущие растения и дикие животные находятся на подъеме ввиду отсутствия основного стрессогенного фактора: человека.

#### 1.5.1. Выводы

Излучение радионуклидов, выброшенных во время чернобыльской аварии, вызвало многочисленные острые неблагоприятные последствия для биоты в районах, подвергшихся наиболее высокому облучению (т.е. на расстоянии до нескольких десятков километров от точки выброса). Не сообщалось ни о каких острых радиационно-индуцированных последствиях для биоты за пределами ЧЗО.

Ответная реакция окружающей среды на чернобыльскую аварию являлась сложным взаимодействием таких факторов, как доза излучения, мощность дозы и ее временные и пространственные вариации, а также радиочувствительность различных таксонов. Как индивидуальные, так и группо-

вые эффекты, вызванные радиационно-индуцированной гибелью клеток, наблюдались у растений и животных следующим образом:

- a) повышенная гибель хвойных растений, обитающих в почве беспозвоночных и млекопитающих;
- b) потеря репродуктивности у растений и животных;
- c) хронический лучевой синдром у животных (млекопитающих, птиц и т.д.).

Не сообщалось ни о каких вредных радиационно-индуцированных последствиях у растений и животных, кумулятивная доза облучения которых составила менее 0,3 Гр во время первого месяца после выпадения радиоактивных осадков.

После естественного сокращения уровней облучения в результате распада и миграции радионуклидов острые радиационные эффекты у популяций стали снижаться. К началу следующего вегетационного периода после аварии популяционная жизнеспособность растений и животных в значительной мере восстановилась в результате комбинированного воздействия воспроизведения и миграции. Потребовалось несколько лет для исчезновения у растений и животных основных радиационно-индуцированных неблагоприятных эффектов.

Острые радиобиологические эффекты, наблюдаемые в зоне чернобыльской аварии, согласуются с радиобиологическими данными, полученными в ходе экспериментальных исследований или наблюдаемыми в естественных условиях в других районах, пострадавших от воздействия ионизирующего излучения. Поэтому быстро развивающиеся клеточные системы, такие, как меристемы растений и личинки насекомых, больше всего пострадали от воздействия излучения. На уровне организмов, как выяснилось, наиболее чувствительными к острым радиационным эффектам оказались молодые растения и животные.

Генетические радиационные последствия как в соматических, так и в зародышевых клетках наблюдались у растений и животных в ЧЗО в течение первых нескольких лет после аварии. Результаты экспериментальных исследований, проведенных на растениях и животных, продолжают показывать различные цитогенетические аномалии, обусловленные радиацией, как в пределах ЧЗО, так и за ее

пределами. Не известно, имеют ли эти наблюдаемые цитогенетические аномалии какое-либо вредное значение для биологических видов.

На восстановление подвергшейся воздействию радиации биоты в ЧЗО в первую очередь повлияло перевешивающее отсутствие человеческой деятельности (например, прекращение сельскохозяйственной и промышленной деятельности и сопровождающего загрязнения окружающей среды в наиболее пострадавших районах). В результате популяции многих растений и животных увеличились, а нынешние экологические условия оказали положительное воздействие на биоту в ЧЗО.

### **1.5.2. Рекомендации в отношении будущих исследований**

В целях разработки системы защиты окружающей среды от воздействия излучения следует продолжать дальнейшие исследования долгосрочного воздействия излучения на популяции растений и животных в ЧЗО; эта зона в глобальном масштабе является уникальным местом для проведения радиоэкологических и радиобиологических исследований практически в естественных условиях.

В частности, охватывающие много поколений исследования радиационных эффектов на генетическую структуру популяций растений и животных могут явиться источником фундаментально новой научной информации.

Существует необходимость в разработке стандартизованных методов реконструкции дозы в биоте, например, в форме унифицированного дозиметрического протокола.

### **1.5.3. Рекомендации в отношении контрмер и реабилитации окружающей среды**

На основе современных радиобиологических данных, в том числе на основе приобретенного в ЧЗО опыта следует разработать и согласовать на международном уровне защитные действия в отношении сельскохозяйственных животных в случае ядерной или радиологической аварийной ситуации.

Вероятно, что любые технологические реабилитационные мероприятия, целью которых является улучшение радиологических условий растений и животных в ЧЗО, окажут негативное влияние на биоту.

## 1.6. ДЕМОНТАЖ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО УКРЫТИЯ: ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ И ОБРАЩЕНИЕ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ

### 1.6.1. Выводы

Разрушение четвертого энергоблока Чернобыльской атомной электростанции привело к обширному радиоактивному загрязнению и образованию больших объемов радиоактивных отходов внутри блока, на площадке Чернобыльской АЭС и на окружающей ее территории (ЧЗО). Цели строительства Укрытия с мая по ноябрь 1986 года заключались в изоляции поврежденного реактора от окружающей среды, уменьшении уровней излучения на площадке и предотвращении дальнейшего выброса радионуклидов с площадки.

Укрытие было сооружено в течение чрезвычайно короткого периода времени в условиях сильного радиационного облучения персонала. В результате меры, принятые для экономии времени и снижения дозы во время строительства, привели к появлению дефектов в сооруженном новом Укрытии, а также к отсутствию всеобъемлющих данных о стабильности конструкций поврежденного четвертого энергоблока. Помимо неопределенностей в отношении стабильности во время сооружения, свойства материалов конструкционных элементов Укрытия ухудшились в результате воздействия вызванной влажностью коррозии в течение двадцати лет, которые прошли со времени сооружения Укрытия. Основная потенциальная опасность, связанная с Укрытием, - это возможное обрушение его верхних конструкций и выброс радиоактивной пыли в окружающую среду.

С тем чтобы избежать потенциального обрушения Укрытия в будущем, планируются меры по укреплению его нестабильных конструкций. Кроме того, в качестве долгосрочного решения над существующим Укрытием планируется построить новый безопасный конфайнмент (НБК), срок эксплуатации которого будет превышать 100 лет. Ожидается, что строительство НБК позволит демонтировать нынешнее Укрытие, извлечь высокорадиоактивные топливосодержащие массы (ТСМ) из четвертого энергоблока и в конечном итоге произвести полную разборку поврежденного реактора.

В ходе восстановительных мероприятий на площадке Чернобыльской АЭС и поблизости от нее в результате очистки загрязненных территорий образовались большие объемы радиоактивных

отходов, которые были помещены во временные приповерхностные хранилища отходов и пункты захоронения. В ЧЗО на расстоянии от 0,5 до 15 км от площадки АЭС с 1986 по 1987 годы были сооружены хранилища траншейного и засыпного типа в целях избежания распространения пыли, уменьшения уровней излучения и создания более благоприятных рабочих условий на четвертом энергоблоке и вокруг него. Эти хранилища сооружались без надлежащей проектной документации, технических барьеров или гидрогеологических исследований и поэтому не отвечают современным требованиям безопасности отходов.

За прошедшие после аварии годы были затрачены крупные ресурсы на обеспечение систематического анализа и создание приемлемой стратегии обращения с существующими радиоактивными отходами. Однако до настоящего времени не разработана широко принятая стратегия обращения с радиоактивными отходами на площадке Чернобыльской АЭС и в ЧЗО, особенно в отношении высокоактивных и долгоживущих отходов. Основной причиной этого является большое количество пунктов хранения и захоронения радиоактивных отходов, только половина из которых хорошо изучена и инвентаризована. В результате существуют большие неопределенностей в отношении инвентарного количества радиоактивных отходов.

В предстоящие годы ожидается образование еще большего количества радиоактивных отходов во время строительства НБК, возможного демонтажа существующего Укрытия, удаления ТСМ и разборки четвертого энергоблока. Обращение с этими отходами, относящимися к различным категориям, должно осуществляться надлежащим образом.

Согласно данным украинской национальной программы по обращению с радиоактивными отходами существуют различные варианты обращения с различными категориями отходов. Варианты обращения, планируемые для радиоактивных отходов низкого уровня активности, заключаются в сортировке отходов по их физическим характеристикам (например, почва, бетон, металл), и возможной дезактивации или кондиционирования этих отходов для полезного повторного использования (повторное использование почвы для фундамента НБК, плавка металлических конструкций и т.д.) или их отправки на захоронение.

Долгоживущие отходы планируется помещать в промежуточные хранилища. Рассматриваются различные варианты хранилищ, и решение в этом

отношении еще не принято. После строительства НБК и снятия с эксплуатации конструкций существующего укрытия предполагается произвести полный демонтаж Укрытия и дальнейшее удаление ТСМ. Радиоактивные отходы высокой активности планируется частично обработать на местах и затем поместить во временный пункт хранения до окончания строительства глубокого геологического хранилища.

Такой стратегический подход предусмотрен во всеобъемлющей программе по обращению с радиоактивными отходами, которая была утверждена украинским правительством в 1996 году и подтверждена в 2004 году. Согласно этой концепции планируется начать в 2006 году конкретное исследование по поиску наиболее подходящей геологической площадки в этом районе. После такого планирования строительство глубокого геологического хранилища может быть завершено до 2035–2040 годов.

Дальнейшее развитие событий в ЧЗО – будет ли она промышленной площадкой или природным заповедником – зависит от будущей стратегии превращения четвертого энергоблока в экологически безопасную систему (т.е. сооружение НБК, демонтаж нынешнего Укрытия, удаление ТСМ и окончательная разборка реакторной площадки четвертого энергоблока). В настоящее время первый, второй и третий энергоблоки (реакторы типа РБМК (реактор большой мощности канальный) мощностью 1000 МВт) остановлены в целях снятия с эксплуатации, а еще два реактора (пятый и шестой энергоблоки), которые находились в завершающей стадии строительства, были брошены в 1986 году после аварии.

Существуют неопределенности в отношении нынешнего инвентарного количества радиоактивных материалов в Укрытии, а также в пунктах хранения и захоронения отходов в пределах ЧЗО. Такое положение отрицательно влияет не только на проведение оценок безопасности и экологических анализов, но также и на разработку реабилитационных мероприятий и критериев для новых установок.

### **1.6.2. Рекомендации в отношении будущих действий**

С учетом продолжающихся усилий по повышению безопасности и устраниению вышеупомянутых неопределенностей в существующих исходных данных в отношении демонтажа укрытия и обраще-

ния с образовавшимися в результате аварии радиоактивными отходами сделаны следующие основные рекомендации.

Поскольку оценки безопасности и воздействия на окружающую среду проводились только для отдельных объектов на Чернобыльской АЭС и вокруг нее, следует произвести всеобъемлющую оценку безопасности и воздействия на окружающую среду в соответствии с международными нормами и рекомендациями, которые включают все виды деятельности в пределах всей ЧЗО.

Ожидается, что во время подготовительных работ и строительства НБК, а также в ходе выемки грунта существующие специальные скважины для мониторинга будут уничтожены. Поэтому важно поддерживать и улучшать стратегии мониторинга окружающей среды, методы, аттестацию оборудования и персонала, необходимые для надлежащего проведения мониторинга обстановки на площадке Чернобыльской АЭС и в пределах ЧЗО.

Разработка комплексной программы обращения с радиоактивными отходами в Укрытии, на площадке Чернобыльской АЭС и в ЧЗО необходима для обеспечения согласованных подходов к обращению со всеми видами отходов и строительства достаточных мощностей. Требуется уделить особое внимание определению характеристики и классификации отходов (в частности, отходов с трансурановыми элементами) после проведения всех реабилитационных мероприятий и снятия с эксплуатации, а также созданию адекватной инфраструктуры для безопасного долгосрочного обращения с долгоживущими и высокоактивными отходами. Поэтому разработка соответствующей инфраструктуры обращения с отходами требуется в целях обеспечения достаточных мощностей для хранения отходов; в настоящее время темпы и непрерывность проведения реабилитационных мероприятий на площадке Чернобыльской АЭС и в пределах ЧЗО ограничены.

Необходима четкая и всеобъемлющая стратегия в отношении реабилитации ЧЗО, где особое внимание следует уделить повышению безопасности существующих пунктов хранения и захоронения отходов. Это потребует разработки и установления приоритетов для реабилитации площадок на основе результатов оценок безопасности, направленных на принятие решений в отношении тех площадок, на которых предусматривается извлечение и последующее захоронение отходов, а также тех площадок, на которых отходы будут находиться до окончательного распада.

**ПЕРЕЧЕНЬ ЛИТЕРАТУРЫ,  
ИСПОЛЬЗОВАННОЙ В РАЗДЕЛЕ 1**

- [1.1] ОРГАНИЗАЦИЯ ОБЪЕДИНЕНИЙ НАЦИЙ,  
Источники и эффекты ионизирующего излучения

(Доклад Генеральной Ассамблеи с научными приложениями), том II, Научный комитет по действию атомной радиации (НКДАР ООН), ООН, Нью-Йорк (2000 год).

## 2. ВВЕДЕНИЕ

### 2.1. ИСТОРИЯ ВОПРОСА

Чернобыльский форум был создан по инициативе МАГАТЭ в сотрудничестве с Продовольственной и сельскохозяйственной Организацией Объединенных Наций (ФАО), Программой развития Организации Объединенных Наций (ПРООН), Программой Организации Объединенных Наций по окружающей среде (ЮНЕП), Бюро Организации Объединенных Наций по координации гуманитарной деятельности (УКГД ООН), Научным комитетом ООН по действию атомной радиации (НКДАР ООН), Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) и Всемирным банком, а также компетентными органами Беларуси, Российской Федерации и Украины. Организационное совещание Чернобыльского форума было проведено 5 февраля 2003 года, во время которого было принято решение создать Форум в качестве постоянно действующего органа вышеупомянутых организаций.

История создания Форума начинается в 2000 году, когда НКДАР ООН опубликовал свой доклад Генеральной Ассамблеи Организации Объединенных Наций 2000 года [2.1.]. В этом докладе было заявлено, что, помимо смертей, которые произошли в результате чрезвычайного переоблучения, единственным четко установленным последствием для здоровья населения, которое может быть обусловлено радиационным облучением, явилось увеличение диагнозов рака щитовидной железы среди лиц, которые во время облучения были маленькими детьми. Политические представители Беларуси, Российской Федерации и Украины высказали жесткие оговорки в отношении этого доклада. Как представляется, эти оговорки имеют две основы:

- a) заявление по поводу последствий для здоровья весьма отличается от того, что сообщалось в общественной прессе и даже некоторыми другими организациями – членами системы Организации Объединенных Наций;
- b) политические представители считают, что точка зрения ученых из трех пострадавших стран не была учтена в докладе НКДАР ООН.

Впоследствии во время своего посещения Беларуси и на совещаниях с белорусскими компетентными органами и научным сообществом Генеральный директор МАГАТЭ М. ЭльБарадей

отметил, что "отсутствие доверия до сих пор превалирует среди людей в регионе ... частично из-за противоречивых данных и сообщений по поводу четких экологических и медицинских последствий аварии – среди национальных компетентных органов, а также среди соответствующих международных организаций". Это было в согласии с высказанными точками зрения политических компетентных органов этих трех стран. Было очевидно, что компетентные органы хотели получить новую возможность для обмена мнениями и для обсуждения вопросов, таких, как оптимизация действий по реабилитации загрязненных земель и обеспечению медицинского обслуживания пострадавших при аварии лиц. Во время совещаний с их представителями Генеральный директор МАГАТЭ высказал свою поддержку концепции создания Чернобыльского форума в качестве совместного органа, вклад в деятельность которого будут вносить организации системы ООН и правительства трех пострадавших стран.

### 2.2. ЦЕЛИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ФОРУМА

На организационном совещании Форума было решено создать Чернобыльский форум для проведения серии совещаний руководителей, экспертов и общественности с целью выработки авторитетных заявлений на основе консенсуса по поводу медицинских последствий, свойственных радиационному облучению после аварии, и по поводу экологических последствий, вызванных выбросами радиоактивного материала, предоставления рекомендаций по программам реабилитации и специальным программам медицинского обслуживания, а также определения направлений, в которых требуются дополнительные исследования.

Участники организационного совещания определили следующий круг задач Форума:

- a) изучить и уточнить текущие научные оценки долгосрочных медицинских и экологических последствий Чернобыльской аварии с целью выработки авторитетных заявлений на основе консенсуса, уделяя основное внимание:
  - i) медицинским последствиям, свойственным радиационному облучению в результате аварии;

- ii) экологическим последствиям, вызванным выбросами радиоактивного материала в результате аварии (например, загрязнение пищевых продуктов);
  - iii) последствиям, обусловленным аварией, но непосредственно не относящимся к радиационному облучению или радиоактивному загрязнению;
- b) определить пробелы в научно-исследовательских работах в области медицинских и экологических последствий, вызванных радиационным облучением или радиоактивным загрязнением, и предложить направления, в которых требуется дальнейшая работа на основе оценки проделанной в прошлом работы и с учетом текущих работ и проектов;
- c) дать рекомендации и способствовать осуществлению научно обоснованных программ по смягчению последствий аварии, включая возможные совместные действия организаций, участвующих в работе Форума, такие, как:
- i) реабилитация загрязненных земель, чтобы сделать их пригодными для нормальной сельскохозяйственной, экономической и социальной жизни в безопасных условиях;
  - ii) специальные программы медицинского обслуживания пострадавшего населения;
  - iii) долгосрочный мониторинг радиационного облучения человека;
  - iv) решение экологических вопросов, относящихся к демонтажу чернобыльского укрытия и методам обращения с радиоактивными отходами, образовавшимися после чернобыльской аварии.

### 2.3. МЕТОД РАБОТЫ И ДОКУМЕНТЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ФОРУМА

Чернобыльский форум является организацией высокого уровня, объединяющей старших должностных лиц из учреждений ООН и трех наиболее пострадавших стран. Технические доклады Форума были подготовлены двумя экспертными группами: экспертной группой "Экология" (ЭГЭ) и экспертной группой "Здоровье" (ЭГЗ). В состав этих двух групп входят признанные международные ученые и эксперты из трех наиболее пострадавших стран. В ходе работы этих двух групп и их подгрупп были подготовлены технические документы. Работа ЭГЭ координируется МАГАТЭ, а работа ЭГЗ - ВОЗ.

Документы были подготовлены на основе совещаний групп экспертов по конкретным темам.

Группы детально обсудили имеющиеся опубликованные данные, а также неопубликованные данные из трех наиболее пострадавших стран. Документы использовались в качестве основы для заключительных докладов Чернобыльского форума, которые были утверждены на самом Форуме.

Настоящий доклад является докладом Чернобыльского форума об экологических последствиях чернобыльской аварии. Доклад Чернобыльского форума о медицинских последствиях чернобыльской аварии будет опубликован ВОЗ [2.2].

### 2.4. СТРУКТУРА ДОКЛАДА

Настоящий доклад состоит из семи разделов. После введения в разделе 3 описаны процессы и особенности радиоактивного загрязнения городской, сельскохозяйственной, лесной и водной сред в результате выпадений чернобыльского выброса. В разделе 4 определяются основные экологические контрмеры и реабилитационные меры, которые применялись в отношении четырех вышеуказанных сред с целью смягчения последствий аварии и конкретно для уменьшения дозы облучения человека. В разделе 5 излагается оценка радиационного облучения людей в пострадавших районах на основе данных радиоактивного загрязнения окружающей среды и применения контрмер, представленных в разделах 3 и 4. В разделе 6 представлен общий обзор экспериментальных данных о радиационно-индуцированных последствиях для растений и животных, наблюдавшихся в основном в ближней зоне радиоактивного загрязнения. И, наконец, в разделе 7 обсуждаются экологические аспекты демонтажа укрытия на площадке Чернобыльской АЭС и обращение с радиоактивными отходами в ЧЗО.

В конце каждого раздела делаются соответствующие выводы и даются рекомендации в отношении будущих реабилитационных мер, экологического мониторинга и исследований. Резюме всего доклада представлено в разделе 1 - Основные итоги.

### ПЕРЕЧЕНЬ ЛИТЕРАТУРЫ, ИСПОЛЬЗОВАННОЙ В РАЗДЕЛЕ 2

- [2.1] ОРГАНИЗАЦИЯ ОБЪЕДИНЕННЫХ НАЦИЙ, Источники и эффекты ионизирующего излучения (Доклад Генеральной Ассамблеи с научными приложениями), том II, Научный комитет по действию атомной радиации (НКДАР ООН), ООН, Нью-Йорк (2000 год), 451-566.

[2.2] МЕЖДУНАРОДНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ЗДРАВО-ОХРАНЕНИЯ, Медицинские последствия чернобыльской аварии и Программа специального

медицинского обслуживания, Доклад экспертной группы "Здоровье" Чернобыльского форума (ЭГЗ), ВОЗ, Женева (в стадии публикации).

### 3. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

В результате аварии на Чернобыльской АЭС произошел крупный выброс радионуклидов в атмосферу, что привело к обширному загрязнению окружающей среды. Радиоактивное загрязнение затронуло много европейских стран; наиболее пострадавшими оказались три бывшие республики СССР, в настоящее время Беларусь, Российская Федерация и Украина. Уровни активности радионуклидов в окружающей среде постепенно снижались в связи с радиоактивным распадом. В то же время происходила миграция радионуклидов в пределах атмосферной, водной, наземной и городской сред, а также между ними. Процессы, которые определяли закономерности радиоактивного загрязнения этих сред, представлены в настоящем разделе.

Основное внимание в этом разделе уделяется радиоактивному загрязнению окружающей среды за пределами площадки. Значительное внимание площадке Чернобыльской АЭС, ЧЗО и чернобыльскому укрытию уделяется в разделе 7.

#### 3.1. ВЫБРОСЫ И ВЫПАДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ

##### 3.1.1. Источник выброса радионуклидов

Авария на четвертом блоке Чернобыльской АЭС произошла вскоре после полуночи 26 апреля 1986 года. До аварии реактор в течение многих часов эксплуатировался в запроектном режиме в целях подготовки к эксперименту по снятию энергии с турбины в случае незапланированного останова. Причина аварии является достаточно сложной, но ее можно рассматривать как неконтролируемый разгон уровня мощности, который привел к испарению водного теплоносителя внутри реактора. Это, в свою очередь, вызвало дальнейшее увеличение уровня мощности, что в результате привело к паровому взрыву, который разрушил реактор. После первоначального взрыва графит реактора загорелся. Несмотря на героические усилия персонала по борьбе с пожаром, графит горел много дней, и выбросы радиоактивного материала продолжались до 6 мая 1986 года. Временная реконструкция выбросов радиоактивного материала показана на рисунке 3.1 [3.1–3.3].

Компетентные органы тогдашнего СССР не сразу объявили о произошедшей аварии. Однако выбросы были настолько крупными, что присутствие свежих продуктов деления было вскоре замечено в скандинавских странах, и ретроспективные расчеты возможных траекторий указали, что авария произошла на территории бывшего СССР. Дальнейшие подробности аварии и ее непосредственных последствий изложены в докладах Международной консультативной группы по ядерной безопасности [3.1], Международного консультативного комитета [3.4] и НКДАР ООН [3.5, 3.6].

Первые оценки количества выброшенного в результате аварии и выпавшего на территории бывшего СССР  $^{137}\text{Cs}$  были сделаны на основе воздушных радиометрических измерений загрязненных территорий бывшего СССР; эти оценки указывали на то, что в результате выпало около 40 ПБк ( $1 \times 10^6$  кюри). Оценки этих выбросов с годами уточнялись, и в настоящее время оценка общего объема выпавшего на территорию бывшего СССР  $^{137}\text{Cs}$  примерно в два раза больше первоначальных оценок, т.е. 80 ПБк. Нынешние оценки количества наиболее важных выброшенных радионуклидов показаны в таблице 3.1. Большинство радионуклидов, выбросы которых были наиболее значительными, обладали коротким периодом физического полураспада, а

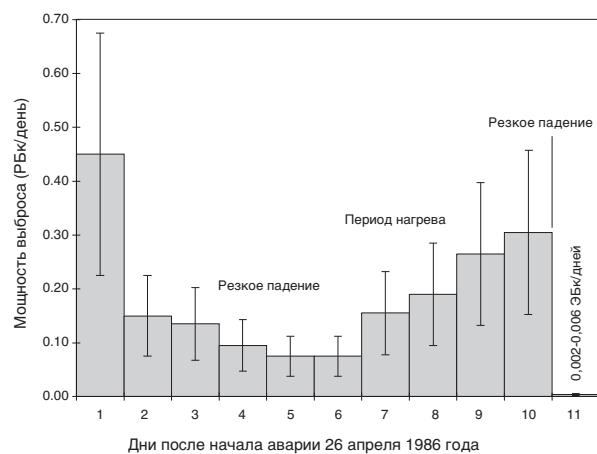


РИС. 3.1. Дневная мощность выброса в атмосферу радиоактивного материала, за исключением инертных газов, во время чернобыльской аварии. Значения представлены с коррекцией на распад по состоянию на 6 мая 1986 года, и погрешность составляет  $\pm 50\%$  [3.1].

ТАБЛИЦА 3.1. ПЕРЕСМОТРЕННЫЕ ОЦЕНКИ АКТИВНОСТИ ОСНОВНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ, ВЫБРОШЕННЫХ В ХОДЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ<sup>a</sup>  
(с поправкой на распад на 26 апреля 1986 года)

	Период полураспада	Активность выброса (ПБк)
<i>Инертные газы</i>		
Криптон-85	10,72 лет	33
Ксенон-133	5,25 дней	6500
<i>Летучие элементы</i>		
Теллур-129м	33,6 дней	240
Теллур-132	3,26 дней	~1150
Йод-131	8,04 дней	~1760
Йод-133	20,8 часов	2500
Цезий-134	2,06 лет	~47 <sup>b</sup>
Цезий-136	13,1 дней	36
Цезий-137	30,0 лет	~85
<i>Элементы с промежуточной летучестью</i>		
Стронций-89	50,5 дней	~115
Стронций-90	29,12 лет	~10
Рутений-103	39,3 дней	>168
Рутений-106	368 дней	>73
Барий-140	12,7 дней	240
<i>Тугоплавкие элементы (включая топливные частицы)<sup>c</sup></i>		
Цирконий-95	64,0 дней	84
Молибден-99	2,75 дней	>72
Церий-141	32,5 дней	84
Церий-144	284 дня	~50
Нептуний-239	2,35 дней	400
Плутоний-238	87,74 лет	0,015
Плутоний-239	24 065 лет	0,013
Плутоний-240	6 537 лет	0,018
Плутоний-241	14,4 лет	~2,6
Плутоний-242	376 000 а	0,00004
Кюрий-242	18,1 лет	~0,4

<sup>a</sup> Большая часть данных взята из документов [3.6, 3.7].

<sup>b</sup> На основе отношения  $^{134}\text{Cs}$  к  $^{137}\text{Cs}$ , равного 0,55 по состоянию на 26 апреля 1986 года [3.8].

<sup>c</sup> На основе выброса топливных частиц в количестве 1, 5% [3.9].

радионуклиды с более длительным периодом полу-распада в основном составляли лишь малую часть выброса. В первоначальный период после аварии наибольшую радиологическую опасность представлял радионуклид  $^{131}\text{I}$ ; позже внимание было переключено на  $^{137}\text{Cs}$ .

К 2005 году активность большей части выбро-шенных при аварии радионуклидов в результате рас-пада уже достигла уровней, не вызывающих беспо-коюства. Интерес в течение следующих нескольких десятилетий будет по-прежнему представлять  $^{137}\text{Cs}$  и в меньшей степени  $^{90}\text{Sr}$ ; последний остается

наиболее важным радионуклидом в зоне, непосредственно прилегающей к площадке Чернобыльской АЭС. По прошествии длительного времени (от сотен до тысяч лет) единственными радионуклиды, которые, как ожидается, будут представлять интерес, - это изотопы плутония. Единственный радионуклид, уровни активности которого, как полагается, будут увеличиваться в последующие годы, - это  $^{241}\text{Am}$ , который образуется в результате распада  $^{241}\text{Pu}$ ; требуется около ста лет для формирования максимального объема  $^{241}\text{Am}$  из  $^{241}\text{Pu}$ .

### 3.1.2. Физические и химические формы материалов выброса

Радионуклиды в выбросах из поврежденного реактора находились в форме газов, конденсированных частиц или топливных частиц. Присутствие последних являлось важной характеристикой аварии. Окисление ядерного топлива было основным механизмом формирования топливных частиц. Менее оксидированные топливные частицы сформировались в результате первоначального взрыва и были выброшены в основном в западном направлении. Более оксидированные и диспергируемые частицы преобладали в остаточных радиоактивных осадках, которые выпали во многих других районах.

Во время окисления и рассеяния ядерного топлива некоторые радионуклиды приобрели летучесть. После охлаждения первоначального облака более летучие радионуклиды выброса оставались в газовой фазе, в то время как менее летучие радионуклиды конденсировались на частицах конструкционных материалов, золе и пыли. Таким образом, химические и физические формы радионуклидов в чернобыльском выбросе определялись летучестью их соединений и условиями внутри реактора. Радиоактивные соединения с относительно высоким давлением насыщенного пара (в основном изотопы инертных газов и йод в различных химических формах) были перенесены в атмосферу в газовой фазе. Изотопы тугоплавких элементов (например, церий, цирконий, ниобий и плутоний) были выброшены в атмосферу в основном в форме топливных частиц. Другие радионуклиды (изотопы цезия, теллурния, сурьмы и т.д.) были обнаружены как в топливных, так и конденсированных частицах. Относительные доли конденсированных и топливных компонентов в выпадениях на соответствующих участках можно оценить по коэффициентам активности радионуклидов различных классов летучести.

Топливные частицы составляли наиболее важную часть выброса вблизи его источника. Такие радионуклиды, как  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{99}\text{Mo}$ ,  $^{141,144}\text{Ce}$ ,  $^{154,155}\text{Eu}$ ,  $^{237,239}\text{Np}$ ,  $^{238-242}\text{Pu}$ ,  $^{241,243}\text{Am}$  и  $^{242,244}\text{Cm}$ , были выброшены только в матрицах топливных частиц. Более 90% активности  $^{89,90}\text{Sr}$  и  $^{103,106}\text{Ru}$  также находилось в топливных частицах. Фракция  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$  в выбросе, и поэтому само ядерное топливо, выпавшая за пределами промышленной площадки Чернобыльской АЭС, согласно недавно сделанным оценкам составила только  $1,5 \pm 0,5\%$  всего объема выброса [3.9], т.е. половину величины, определенной в предыдущих оценках [3.1].

Химический и радионуклидный состав топливных частиц близок к составу облученного ядерного топлива, но характеризуется меньшей фракцией летучих радионуклидов, более оксидированным состоянием урана и присутствием различных дополнительных смесей, особенно в поверхностном слое. Напротив, химический и радионуклидный состав конденсированных частиц широко варьировался. Удельная активность радионуклидов в этих частицах определялась продолжительностью процесса конденсации и температурного процесса, а также характеристиками частиц. Содержание радионуклидов в некоторых из этих частиц преимущественно ограничивалось одним или двумя нуклидами, например,  $^{103,106}\text{Ru}$  или  $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$  [3.10].

Форма радионуклидов в выбросе определяла расстояния их атмосферного переноса. Даже самые мелкие топливные частицы, состоящие из одной гранулы кристаллического ядерного топлива, имели достаточно большой размер (до 10 микронов) и высокую плотность ( $8-10 \text{ г/см}^3$ ). Из-за своего размера они были перенесены только на несколько десятков километров. Более крупные агрегатные частицы были обнаружены на расстоянии нескольких километров от АЭС. По этой причине выпадения тугоплавких радионуклидов резко уменьшались с расстоянием от поврежденного реактора, и за пределами промышленной площадки станции можно было обнаружить только следы тугоплавких элементов. Напротив, значительные выпадения газообразных радионуклидов и конденсированных частиц размером менее микрона иногда происходили в тысячах километров от Чернобыля. Частицы рутения, например, были обнаружены по всей Европе [3.11]. На расстоянии сотен километров от Чернобыля выпадения  $^{137}\text{Cs}$  были на уровне  $1 \text{ МБк/м}^2$  [3.12, 3.13].

Другая важная характеристика выпадений связана с их растворимостью в водных растворах. Это определяет мобильность и бионакопление выпавших радионуклидов в почвах и поверхностных водах в течение первоначального периода после выпадения. В пробах осадков, отобранных Чернобыльской метеорологической станцией с 26 апреля по 5 мая 1986 года в течение 24-часового периода отбора проб, растворимые в воде и обменные (извлекаемые с 1М  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ) формы  $^{137}\text{Cs}$  составляли от 5% до более 30% [3.14]. Растворимые в воде и обменные формы  $^{90}\text{Sr}$  в выпадениях 26 апреля составляли только около 1% общего количества; это значение увеличилось до 5–10% в последующие дни.

Низкая растворимость выпавшего  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  около АЭС указывает на то, что топливные частицы были основной частью радиоактивных осадков даже в 20 км от источника выброса. На более коротких расстояниях доля растворимых в воде и обменных форм  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  была явно меньше благодаря присутствию более крупных частиц; на больших расстояниях доля растворимых конденсированных частиц увеличивалась. В качестве примера можно привести то, что почти весь  $^{137}\text{Cs}$ , выпавший в 1986 году в Соединенном Королевстве, был в растворимой и обменной форме [3.15].

### 3.1.3. Метеорологические условия в ходе развития аварии

Во время аварии погодные условия почти во всей Европе характеризовались обширным антициклоном. На высотах 700–800 м и 1500 м район Чернобыльской АЭС находился в юго-западной периферийной части зоны высокого атмосферного давления с воздушными массами, двигающимися к северо-западу со скоростью от 5 до 10 м/с [3.12].

На рассвете воздушные массы смешивались на высоте примерно 2500 м. В результате это привело к быстрому перемешиванию поднявшихся в воздух радиоактивных осколков по всему смешанному слою и рассеянию радиоактивного облака в различных слоях высоты перемешивания. Дальнейшее рассеяние образовавшихся во время аварии частиц произошло в воздушных слоях на высоте 700–1500 м, поскольку воздушные массы двигались на северо-восток и затем повернули к северу; этот радиоактивный след был обнаружен в скандинавских странах.

Надземные воздушные массы 26 апреля передвигались на запад и северо-запад и достигли Поль-

ши и скандинавских стран 27–29 апреля. В южной и западной Украине, Республике Молдова, Румынии, Словакии и Польше погодные условия характеризовались малоградиентным полем низкого давления. В последующие дни циклон стал медленно перемещаться на юго-восток, и малоградиентное поле давления с несколькими плохими определяемыми областями давления распространилось над большей частью европейского сектора бывшего СССР. Одна из областей давления вызвала небольшой приповерхностный циклон, который утром 27 апреля находился в районе к югу от Гомеля.

Позднее выбросы из реактора до 7–8 мая передвигались в основном в юго-западном и южном направлениях. В течение первых пяти дней после аварии ветер менялся по всем направлениям [3.12].

В течение нескольких дней после аварии результаты измерения уровней излучения в воздухе над Европой, Японией и США показали присутствие радионуклидов на высотах до 7000 м. Сила взрыва, быстрое перемешивание воздушных потоков из-за гроз около Чернобыльской АЭС и присутствие теплых фронтальных масс воздуха между Чернобыльской АЭС и Балтийским морем – все это внесло свой вклад в перенос радионуклидов на таких высотах.

Для улучшения понимания сложной метеорологической обстановки Борзилов и Клепикова [3.16] произвели расчеты, используя предположительные входные импульсы единицы активности в различные периоды времени во время аварии. Значение высоты источника было выбрано на уровне 1000 м до 14:00 (Гринвичского всемирного времени) 28 апреля, а затем на уровне 500 м. Результаты расчетов представлены на рисунке 3.2 для шести периодов времени (Гринвичское время) с различными следующими условиями переноса на большие расстояния:

- 1) с начала аварии до 12:00 (Гринвичского времени) 26 апреля – в сторону Беларуси, Литвы, Калининградской области (Российская Федерация), Швеции и Финляндии;
- 2) с 12:00 26 апреля до 12:00 27 апреля – в Полесье, затем в Польшу и затем на юго-запад;
- 3) с 12:00 27 апреля до 29 апреля – в Гомельскую область (Беларусь), Брянскую область (Российская Федерация) и затем на восток;
- 4) с 29 по 30 апреля – в Сумскую и Полтавскую области (Украина) и в направлении Румынии;
- 5) мая – в южную Украину и через Черное море в Турцию;

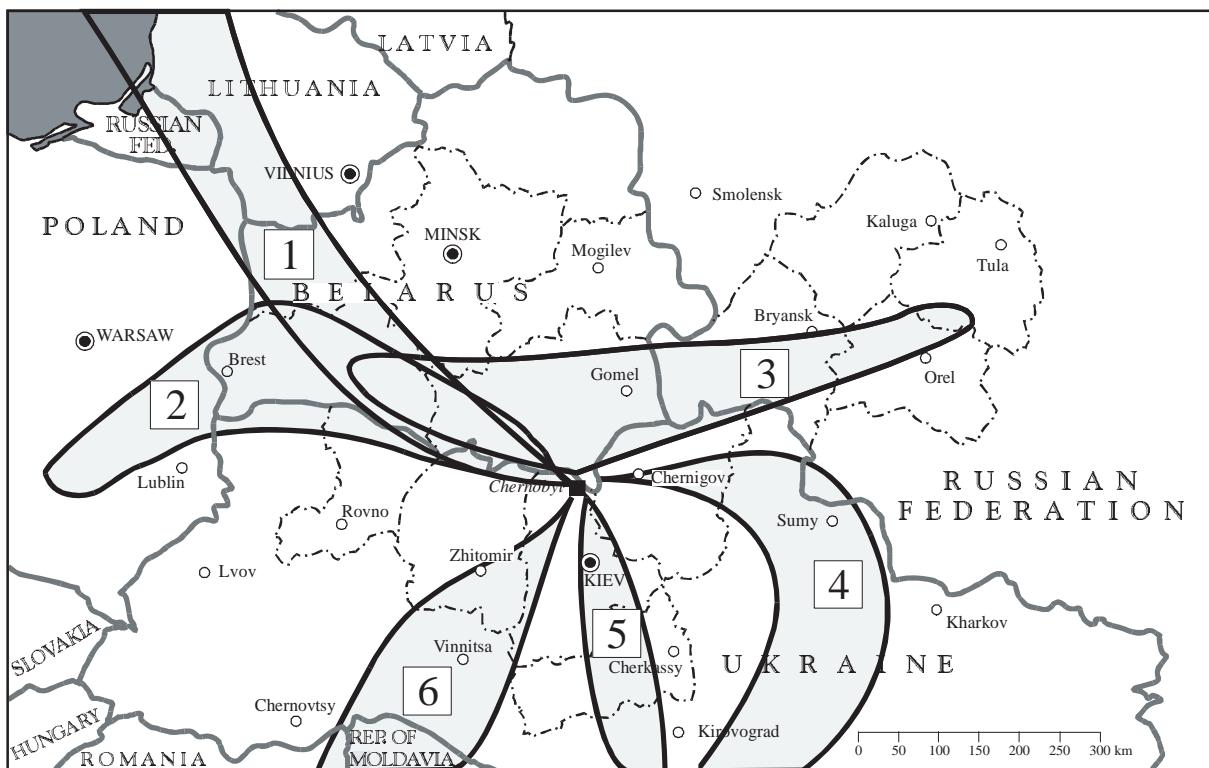


РИС. 3.2. Расчет формирования радиоактивных следов в соответствии с метеорологическими условиями для мгновенных выбросов в следующие даты и время (Гринвичское время): 1) 26 апреля 1986 года, 00:00; 2) 27 апреля, 00:00; 3) 27 апреля, 12:00; 4) 29 апреля, 00:00; 5) 2 мая, 00:00; и 6) 4 мая, 12:00 [3.16].

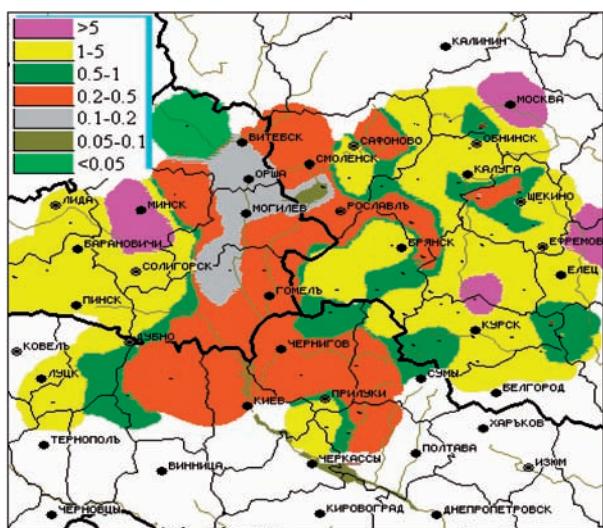


РИС. 3.3. Карта средней интенсивности выпадения осадков ( $\text{мм } \text{ч}^{-1}$ ) 29 апреля 1986 года в районе около Чернобыльской АЭС [3.12].

- 6) 4–5 мая – в западную Украину и Румынию, а затем в Беларусь.

Атмосферные осадки имеют большое значение в определении того, может ли быть сильно

загрязнен соответствующий район, поскольку процессы выпадения дождя (захват штормовой системой) и вымывание (дождь, идущий сквозь загрязненные массы воздуха) являются важными механизмами переноса выброшенного материала на землю. В частности значительная гетерогенность выпадений радиоактивного материала обусловлена присутствием или отсутствием осадков во время прохождения радиоактивного облака. Также имеются различия в поведении относительно того, насколько эффективны различные радионуклиды или химические формы одного и того же радионуклида переносятся дождем или вымываются.

В ходе развития аварии выпало много осадков, и это в некоторых районах привело к высокому уровню выпадений радионуклидов на поверхность земли на больших расстояниях от реактора. Пример сложной ситуации с осадками во время аварии показан на рисунке 3.3, на котором показана карта средней дневной интенсивности выпадения осадков 29 апреля в районах Беларусь, Российской Федерации и Украины, наиболее сильно пострадавших от аварии.

В случае сухого выпадения уровни загрязнения были ниже, но смесь радионуклидов, захваченная растительностью, была существенно обога-

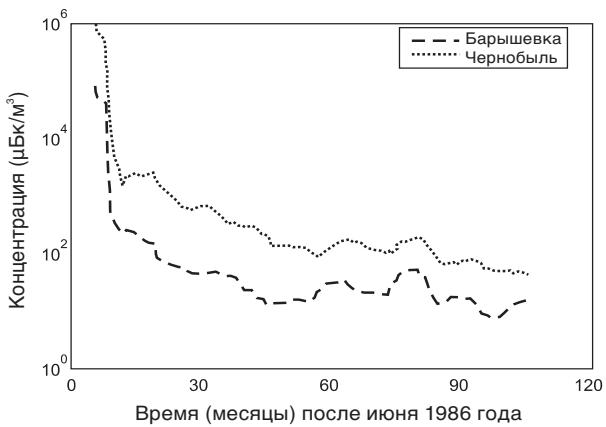


РИС. 3.4. Динамическая средняя семимесячная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в атмосфере в Барышевке и Чернобыле (с июня 1986 года по август 1994 года) [3.17].

щена изотопами радиоактивного йода; в случае влажного выпадения содержание радионуклидов в осадках было аналогично содержанию радионуклидов в радиоактивном облаке.

В результате уровни и соотношения радионуклидов в районах с различными видами выпадений различались.

### 3.1.4. Концентрация радионуклидов в воздухе

Концентрации радиоактивного материала в воздухе измерялись во многих местах на территории бывшего СССР и во всем мире. Примеры такой концентрации радионуклидов в воздухе показаны на рисунке 3.4 в двух местах: Чернобыль и Барышевка, Украина. Местом отбора проб в Чернобыле была метеорологическая станция в городе Чернобыль, которая находится более чем в 15 км к юго-востоку от Чернобыльской АЭС. Первоначальные концентрации находящегося в воздухе материала были весьма высокими, но снизились в два этапа. В первые несколько месяцев произошло резкое падение активности, и затем происходило более медленное снижение активности в течение следующих нескольких лет. За длительное время результаты отбора проб на Чернобыльской метеорологической станции постоянно показывали более высокие концентрации радионуклидов, чем результаты отбора проб в Барышевке (находящейся около 150 км к юго-востоку от Чернобыльской АЭС), скорее всего из-за ресуспензии [3.17].

Даже если учесть округление бегущих данных, существуют весьма примечательные особенности в данных, собранных в течение длительного периода

времени. Явный пик увеличения активности летом 1992 года (78-й месяц с начала аварии) произошел в связи с обширными пожарами в Беларуси и Украине.

### 3.1.5. Выпадения радионуклидов на поверхность почвы

Как уже было упомянуто, обследования с применением самолетных спектрометров на больших площадях осуществлялись вскоре после аварии с целью измерения выпадений  $^{137}\text{Cs}$  (и других радионуклидов) на поверхность почвы в нескольких странах. При картировании выпадений был выбран  $^{137}\text{Cs}$ , потому что его легко измерять, и он имеет радиологическое значение. Выпадение  $^{137}\text{Cs}$  на почву, равное 37 кБк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>), было выбрано в качестве временного минимального уровня радиоактивного загрязнения, поскольку: а) этот уровень был приблизительно в десять раз выше уровня выпадений  $^{137}\text{Cs}$  в Европе в результате глобального выпадения радиоактивных осадков; и б) на этом уровне доза для человека во время первого года после аварии составляла приблизительно 1 мЗв и считалась радиологически важной. Знание степени и пространственных вариаций выпадений чрезвычайно важно для определения масштабов аварии, прогнозов будущих уровней дозы внешнего и внутреннего облучения, а также для определения необходимых мер радиационной защиты. Кроме того, было отобрано и проанализировано в радиологических лабораториях множество проб грунта.

Таким образом, были собраны большие массивы данных, которые впоследствии были опубликованы в виде атласа, который по существу охватывает всю Европу [3.13]. Другой атлас, подготовленный в Российской Федерации [3.12], охватывает Европейскую часть бывшего СССР. Пример приведен на рис. 3.5.

Из рис. 3.5 и таблицы 3.2 следует, что тремя странами, больше всего пострадавшими в результате аварии, были Беларусь, Российская Федерация и Украина. Из примерно 64 ТБк (1,7 МКи) суммарной активности  $^{137}\text{Cs}$ , выпавшего на территорию Европы в 1986 году, на Беларусь пришлось 23%, Российской Федерацию 30% и Украину 18%. Однако вследствие обсужденных выше процессов влажного выпадения были также основательно загрязнены некоторые территории в Австрии, Германии, Норвегии, Румынии, Финляндии, и Швеции. Более подробные данные о соседних тяжело загрязненных территориях приводятся на рис. 3.6 [3.4].

ТАБЛИЦА 3.2. ТЕРРИТОРИИ В ЕВРОПЕ, ЗАГРЯЗНЕННЫЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКИМИ ВЫПАДЕНИЯМИ В 1986 ГОДУ [3.6, 3.13]

Страна	Районы с диапазоном плотности выпадений $^{137}\text{Cs}$ ( $\text{км}^2$ )			
	37–185 $\text{kБк}/\text{м}^2$	185–555 $\text{kБк}/\text{м}^2$	555–1480 $\text{kБк}/\text{м}^2$	>1480 $\text{kБк}/\text{м}^2$
Российская Федерация	49 800	5 700	2100	300
Беларусь	29 900	10 200	4200	2200
Украина	37 200	3 200	900	600
Швеция	12 000	—	—	—
Финляндия	11 500	—	—	—
Австрия	8 600	—	—	—
Норвегия	5 200	—	—	—
Болгария	4 800	—	—	—
Швейцария	1 300	—	—	—
Греция	1 200	—	—	—
Словения	300	—	—	—
Италия	300	—	—	—
Республика Молдова	60	—	—	—

Водная и ветровая эрозия почвы могут привести к переносу и перераспределению  $^{137}\text{Cs}$  в местных масштабах на относительно короткие расстояния. Ветровая эрозия может также привести

к переносу  $^{137}\text{Cs}$  в частицах почвы в региональных масштабах.

Вскоре после аварии вокруг реактора была установлена 30-километровая зона отчуждения

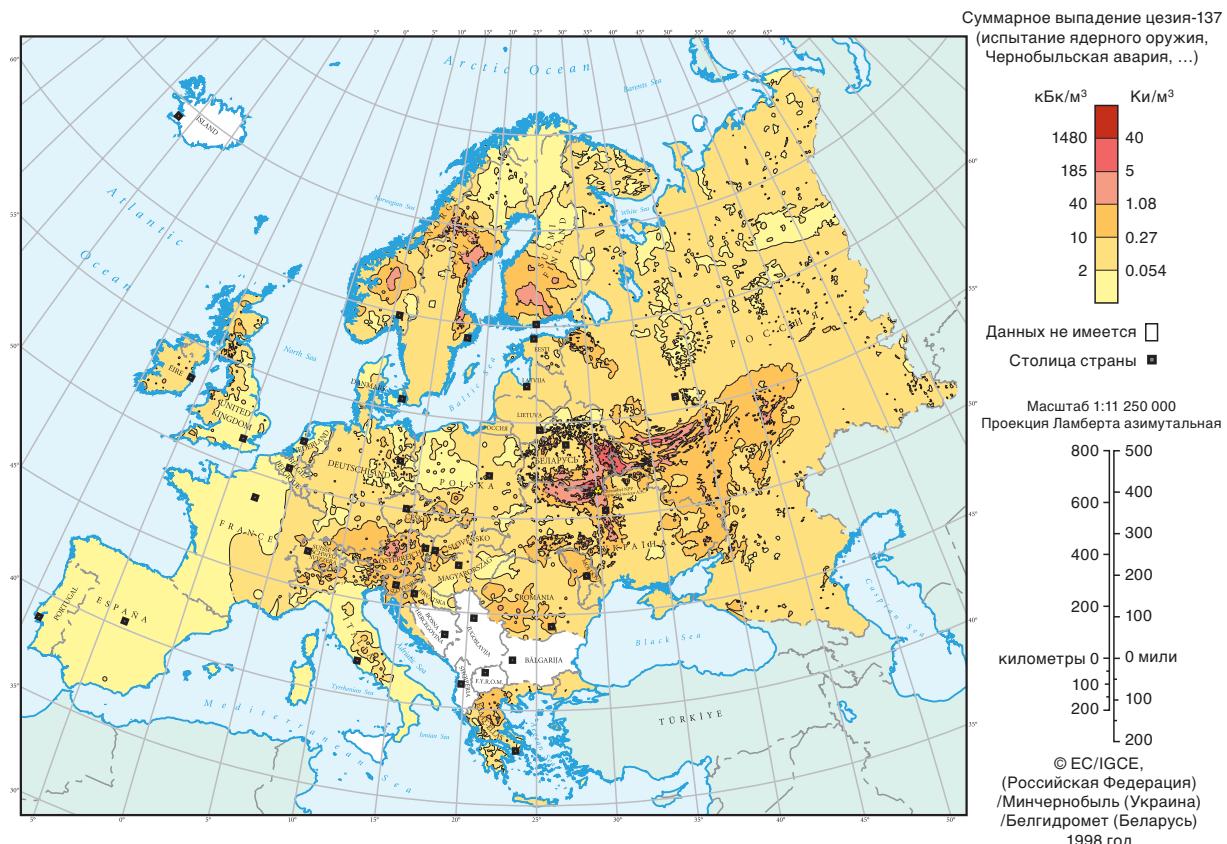


РИС. 3.5. Выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на поверхность почвы в Европе в результате чернобыльской аварии [3.13].

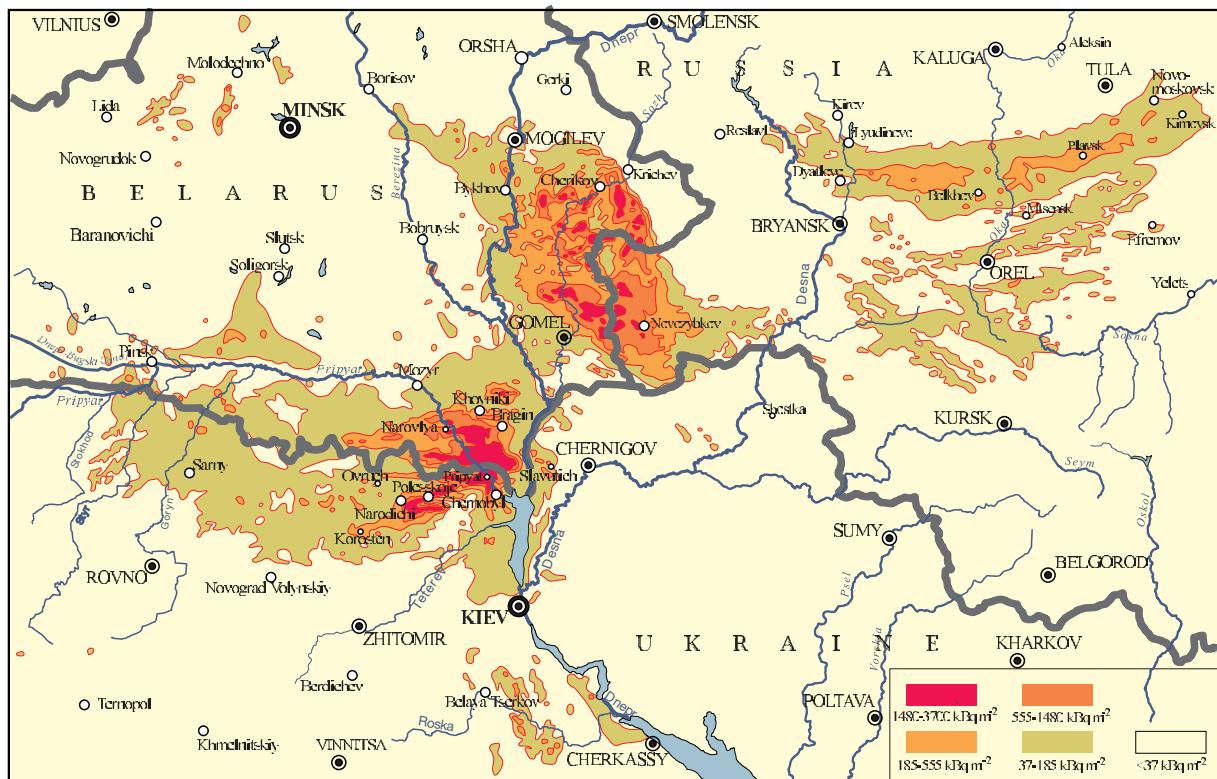


РИС. 3.6. Выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на поверхность почвы в районах Украины, Беларуси и России вблизи от места аварии [3.4].

(ЧЗО). В Беларуси, Российской Федерации и Украине в последующие месяцы и годы происходило дальнейшее отселение групп населения; в конечном счете было эвакуировано или переселено 116 000 человек.

Общая площадь выпадений  $^{137}\text{Cs}$  с поверхностью активностью 0,6 МБк/м<sup>2</sup> (15 Ки/км<sup>2</sup>) и выше в 1986 году составляла 10 300 км<sup>2</sup>, включая 6400 км<sup>2</sup> в Беларуси, 2400 км<sup>2</sup> в Российской Федерации

и 1500 км<sup>2</sup> в Украине. Всего на этих загрязненных территориях находилось 640 населенных пунктов с населением около 230 000 человек. Территории с выпадениями  $^{137}\text{Cs}$  более чем 1 Ки/км<sup>2</sup> (37 кБк/м<sup>2</sup>) согласно законам о социальной защите в этих трех наиболее пострадавших странах классифицируются как радиоактивно загрязненные. Число людей, живших на таких загрязненных территориях в 1995 году, приведено в таблице 3.3.

ТАБЛИЦА 3.3. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЛЮДЕЙ, ПРОЖИВАЮЩИХ НА СЧИТАЮЩИХСЯ ЗАГРЯЗНЕННЫМИ ТЕРРИТОРИЯХ В БЕЛАРУСИ, РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ И УКРАИНЕ В 1995 ГОДУ<sup>a</sup> [3.6]

Плотность выпадения $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Тысячи жителей <sup>a</sup>			
	Беларусь	Россия	Украина	Всего
37–185	1543	1654	1189	4386
185–555	239	234	107	580
555–1480	98	95	0,3	193
Всего	1880	1983	1296	5159

<sup>a</sup> По социально-экономическим причинам некоторые люди, проживающие в районах с загрязнением менее 37 кБк/м<sup>2</sup>, также включены.

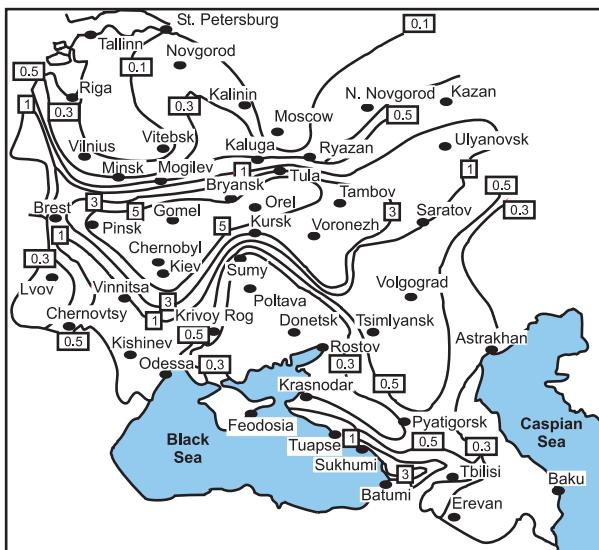


РИС. 3.7. Выпадение  $^{131}\text{I}$  на поверхность почвы [3.18] (Ки/км $^2$  15 мая 1986 года).

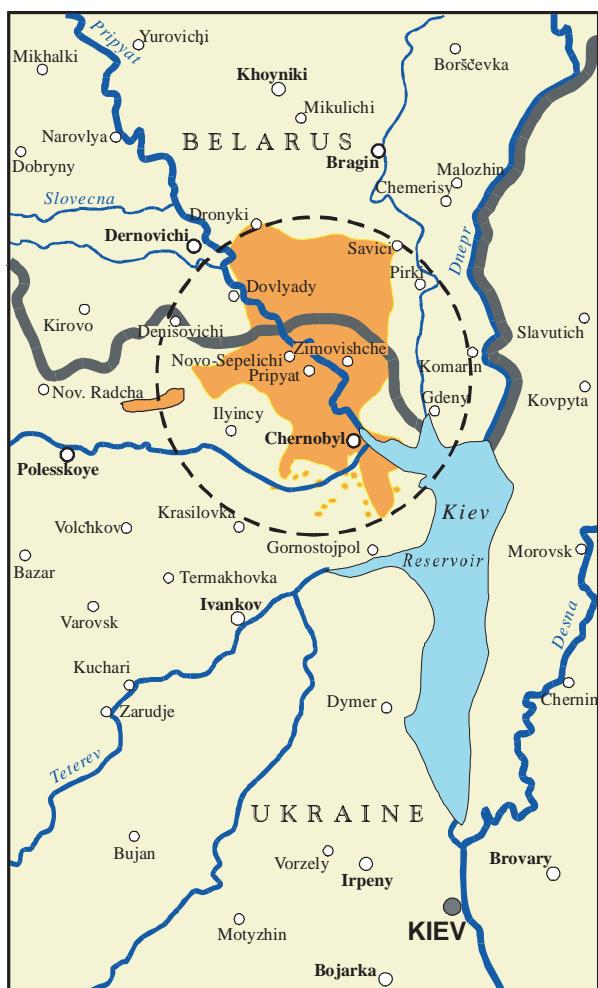


РИС. 3.9. Районы (обозначены оранжевым цветом), в которых уровни выпадения  $^{239+240}\text{Pu}$  на поверхность почвы превышают 3,7 кБк/м $^2$  [3.4].

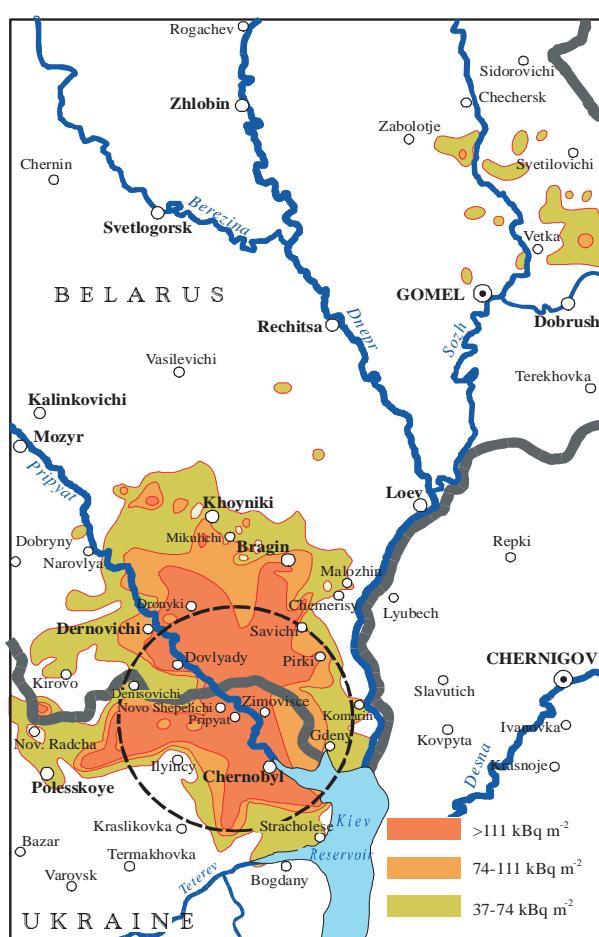


РИС. 3.8. Выпадение  $^{90}\text{Sr}$  на поверхность почвы [3.4].

Сразу же после аварии наибольшую проблему представляло радиоактивное загрязнение пищевых продуктов  $^{131}\text{I}$ . Общая схема выпадений  $^{131}\text{I}$  показана на рис. 3.7. К сожалению, из-за быстрого распада  $^{131}\text{I}$

после его выпадения не было достаточного времени, чтобы отобрать большое число проб для детального анализа. Сначала предполагалось, что может существовать сильная корреляция между выпадениями  $^{131}\text{I}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Однако оказалось, что это не всегда так. Позднее были отобраны и проанализированы пробы грунта на  $^{129}\text{I}$ , время физического периода полураспада которого составляет  $16 \times 10^6$  лет, и он единственный может быть измерен на очень низких уровнях посредством ускорительной масс-спектрометрии. Страуме и др. [3.19] представили доклад об успешном анализе отобранных в Беларуси проб на основе результатов которого они установили, что во время аварии приходилось  $15 \pm 3$  атома  $^{129}\text{I}$  на каждый атом  $^{131}\text{I}$ . Это расчетное соотношение позволяет лучше оценить выпадение  $^{131}\text{I}$  для цели реконструкции полученных людьми доз облучения.

Аналогичные карты могут быть составлены и для других представляющих интерес радионуклидов, указанных в таблице 3.1. Выпадения  $^{90}\text{Sr}$

показаны на рис. 3.8. По сравнению с  $^{137}\text{Cs}$ , во-первых, из реактора было выброшено меньше  $^{90}\text{Sr}$  и, во-вторых, стронций является менее летучим чем цезий. Таким образом, пространство выпадений  $^{90}\text{Sr}$  было намного больше ограничено участками, примыкающими к Чернобыльской АЭС, чем в случае  $^{137}\text{Cs}$ . Были также измерены количества выпавшего на почву плутония (см. рис. 3.9). Почти все участки, на которых находятся выпадения плутония с активностью выше  $3,7 \text{ кБк}/\text{м}^2$  ( $0,1 \text{ Ки}/\text{км}^2$ ), находятся в пределах ЧЗО.

### 3.1.6. Изотопный состав выпадений

Самые обширные измерения поверхностных концентраций радионуклидов выполнялись в отношении  $^{137}\text{Cs}$ . Значения для других радионуклидов, в частности  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ / $^{140}\text{La}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ / $^{85}\text{Nb}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{125}\text{Sb}$  и  $^{144}\text{Ce}$ , были выражены в виде отношения к эталонному радионуклиду  $^{137}\text{Cs}$ . Эти отношения зависят от местонахождения в связи с: а) различным поведением топливных частиц, аэрозолей и газообразных радионуклидов при выпадении и б) изменением радионуклидного состава по времени выброса. Фактически, эти отношения не обязательно являются постоянными по времени. В зависимости от времени и соответствующих характеристик выброса (например, температура активной зоны) после аварии на Чернобыльской АЭС наблюдались значительные изменения состава выброса [3.2, 3.20].

Первый след радиоактивного облака, который шел на запад, нес продукты выброса, произошедшего на стадии взрыва, когда ставшая открытой активная зона не была настолько горячей, как в последующие стадии. Второй след, который перемещался на север и северо-восток, нес продукты выброса из активной зоны, становившейся все горячее, в то время как третий след, двигаясь главным образом на юг, характеризовался выбросами из активной зоны, нагретой до температуры выше  $2000^\circ\text{C}$ ; при таких температурах легко выделяются менее летучие радионуклиды, такие, как молибден, стронций, цирконий, рутений и барий. На этой стадии также увеличивались выбросы радиоизотопов йода.

Сильно загрязненные цезием участки (горячие пятна) были обнаружены далеко от места взрыва в Беларуси и в Калужской, Тульской и Орловской областях Российской Федерации. Состав выпавших радионуклидов в каждом из этих очень загрязненных участков был аналогичен. Соотношения выпадений различных радионуклидов по отношению к  $^{137}\text{Cs}$ , согласно измерениям выпадений на землю в различных векторах выброса, показаны в таблице 3.4.

Отношения активности радионуклидов на западном и северном следах были аналогичны и во многих случаях идентичны в отличие от южного следа. Все отношения активности, за исключением  $^{132}\text{Te}$ / $^{137}\text{Cs}$ , показывают уменьшение активности с

ТАБЛИЦА 3.4. РАСЧЕТНАЯ ОТНОСИТЕЛЬНАЯ ПОВЕРХНОСТНАЯ АКТИВНОСТЬ РАЗЛИЧНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ПОСЛЕ ВЫБРОСА ИЗ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС (26 АПРЕЛЯ 1986 ГОДА) [3.2]

Полураспад	Активность на единицу площади относительно $^{137}\text{Cs}$				
	Западный след (ближняя зона)	Северный след (ближняя зона)	Южный след (ближняя зона)	В горячих пятнах цезия (далняя зона)	
$^{90}\text{Sr}$	28,5 лет	0,5	0,13	1,5	0,014
$^{95}\text{Zr}$	64,0 дня	5	3	10	0,06
$^{99}\text{Mo}$	66,0 часов	8	3	25	0,11
$^{103}\text{Ru}$	39,35 дня	4	2,7	12	1,9
$^{132}\text{Te}$	78,0 часов	15	17	13	13
$^{131}\text{I}$	8,02 дня	18	17	30	10
$^{137}\text{Cs}$	30,0 лет	1,0	1,0	1,0	1,0
$^{140}\text{Ba}$	12,79 дня	7	3	20	0,7
$^{144}\text{Ce}$	284,8 дня	3	2,3	6	0,07
$^{239}\text{Np}$	2,355 дня	25	7	140	0,6
$^{239}\text{Pu}$	24400 лет	0,0015	0,0015	—	—

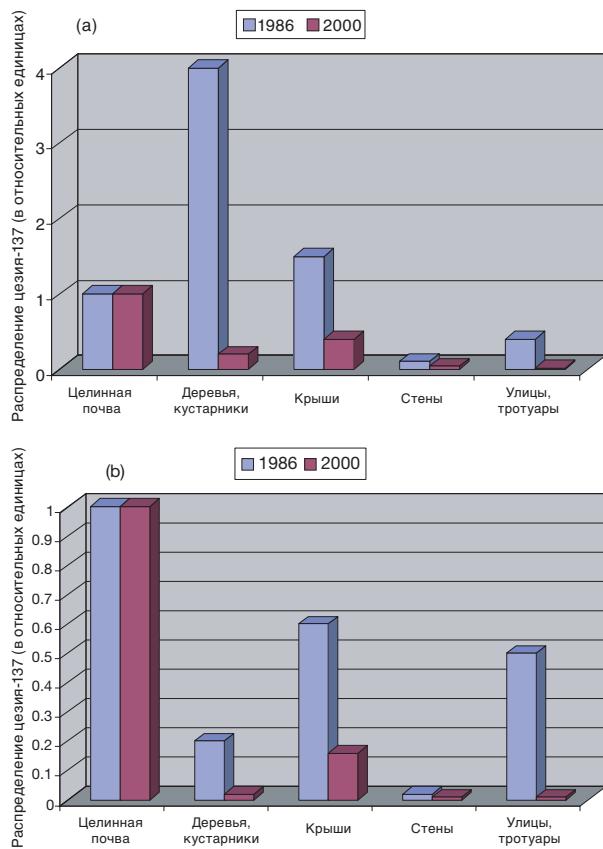


РИС. 3.10. Типичное распределение  $^{137}\text{Cs}$  на различных поверхностях в населенных пунктах в 1986 году и через 14 лет после выпадения чернобыльских осадков (а – сухое выпадение; б – влажное выпадение) [3.23].

возрастающим расстоянием от атомной электростанции. Такое уменьшение менее значимо для  $^{95}\text{Zr}$  и  $^{144}\text{Ce}$  (примерно в три раза), чем для  $^{99}\text{Mo}$  и  $^{140}\text{Ba}$  (на два порядка) или  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{103}\text{Ru}$  (на один порядок). В отношении  $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$  наблюдалось лишь небольшое уменьшение, примерно в четыре раза на расстоянии более 1000 километров. В радиусе первых 200 км фактически не наблюдалось никаких изменений отношений.

## 3.2. ГОРОДСКАЯ СРЕДА

### 3.2.1. Особенности выпадений

Радиоактивные выпадения привели к долгосрочному радиоактивному загрязнению тысяч населенных пунктов в СССР и некоторых других европейских странах и к облучению их жителей вследствие внешнего гамма-излучения и внутреннего облучения в результате потребления загрязненных пищевых продуктов. Поблизости от Чернобыльской АЭС города Припять и Чернобыль,

а также некоторые другие меньшие населенные пункты подверглись существенному радиоактивному загрязнению от 'неразбавленного' радиоактивного облака в сухих метеорологических условиях, в то время как более отдаленные населенные пункты подверглись существенному воздействию в результате осадков во время прохождения облака.

Когда радиоактивные осадки выпали в населенных пунктах, открытые поверхности, такие, как лужайки, парки, улицы, крыши и стены подверглись загрязнению радионуклидами. Как на уровень активности, так и на химический состав радиоактивных выпадений значительное воздействие оказал тип механизма выпадения, а именно, влажное выпадение с осадками или сухое выпадение под влиянием атмосферного смешивания, диффузии и химической адсорбции. Такие поверхности, как деревья, кустарники, лужайки и крыши относительно более загрязняются в сухих условиях, чем под воздействием осадков. Во влажных условиях горизонтальные поверхности, включая участки почвы и лужайки (см. рис. 3.10), получают наивысшие уровни радиоактивного загрязнения. Особенно высокие концентрации  $^{137}\text{Cs}$  были обнаружены вокруг зданий, куда дождь перенес радиоактивные материалы с крыш на землю.

### 3.2.2. Миграция радионуклидов в городской среде

В результате воздействия природных погодных процессов, таких, как дожди и таяние снега, а также деятельности человека, такой, как дорожное движение и мытье и очистка улиц, радионуклиды стали отделяться от поверхностей, на которые они первоначально выпали, и перемещаться в пределах населенных пунктов. Загрязненные листья и иглы деревьев и кустарников были удалены из населенных пунктов после сезонного листопада, а радионуклиды, выпавшие на асфальт и бетонные дорожные покрытия, размыты или смыты и удалены через канализационные системы. Эти природные процессы и деятельность человека привели к значительному снижению мощности дозы в населенных пунктах и зонах отдыха в 1986 году и в последующие годы [3.21].

В целом вертикальные поверхности зданий не подверглись такой же степени воздействия в результате дождей, как горизонтальные поверхности, например, крыши. Сокращение загрязнения стен через 14 лет обычно составляло 50-70% от значений первоначального выпадения. Уровни загрязнения

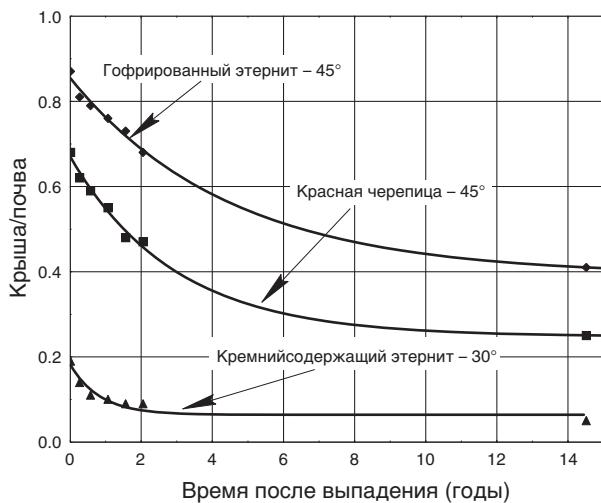


РИС. 3.11. Измеренные уровни загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (относительно первоначального загрязнения почвы) на двух типах крыш в Рисо, Дания [3.22].

крыш в Дании через 14 лет в результате природных процессов уменьшились на 60-95% (см. рис. 3.11) [3.22].

Напротив, уровень активности радиоактивного цезия на асфальтовых поверхностях существенно уменьшился и в настоящее время в целом составляет менее 10% активности первоначально выпавшего радиоактивного цезия. Лишь небольшая доля загрязнения радиоактивным цезием связана с фракцией битума в асфальте; более всего загрязнение ассоциируется с тонким слоем уличной пыли, которая в конечном счете будет полностью смыта.

Измерения, выполненные в 1993 году в городе Припять около Чернобыльской АЭС, показали высокие остаточные уровни радиоактивного цезия на дорогах. Однако жители этого города были эвакуированы на первоначальной стадии аварии, и, следовательно, дорожное движение там было ограничено. Приблизительно 5-10% первоначально выпавшего радиоактивного цезия твердо связаны с бетонными поверхностями, и никакого существенного уменьшения в течение последних нескольких лет зарегистрировано не было. Выветривание, как и ожидалось, обычно происходило более быстрыми темпами на горизонтальных твердых покрытиях в местах с интенсивным дорожным движением.

Одним из последствий этих процессов было вторичное загрязнение канализационных систем и резервуаров сточных вод, которое потребовало применения специальных мер очистки. В целом радионуклиды в почве не перемещались в другие городские районы, а мигрировали вниз по колонке грунта в результате природных процессов или сме-

шивания во время земляных работ в садах, огородах и парках.

### 3.2.3. Динамика мощности дозы излучения в городской среде

Гамма-излучение радионуклидов, выпавших в городской среде, внесло свой вклад в дозы внешнего облучения людей. По сравнению с мощностью дозы на открытых пространствах (см. раздел 5.2.2) мощность дозы в населенных пунктах значительно ниже из-за абсорбции фотонов в конструкциях зданий, особенно построенных из кирпича и бетона. Самые низкие мощности дозы наблюдались внутри зданий и в особенности на верхних этажах многоэтажных зданий. Вследствие радиоактивного распада начальной смеси радионуклидов, их смыва с твердых поверхностей и миграции в почву мощности дозы в воздухе в типичных городских районах со временем постепенно уменьшились.

Другим важным параметром является временная зависимость отношения мощности дозы в воздухе в городской среде к мощности дозы на открытых пространствах ("фактор места") вследствие процессов миграции радионуклидов. Зависимость городских факторов места от времени после аварии на Чернобыльской АЭС в соответствии с результатами измерений, выполненных в г. Новозыбков в Российской Федерации, показана на рис. 3.12 [3.24]. В то время как на нетронутых территориях, таких, как парки или заросшие травой участки факторы места являются относительно постоянными, их значения для твердых покрытий, например, асфальта, значительно уменьшаются со временем. Аналогичные

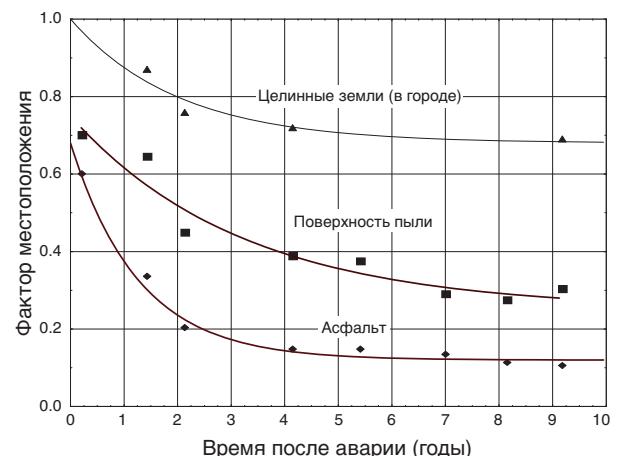


РИС. 3.12. Соотношение мощности доз излучения над различными поверхностями и мощности доз на открытых пространствах в г. Новозыбков, Российская Федерация, после чернобыльской аварии [3.24].

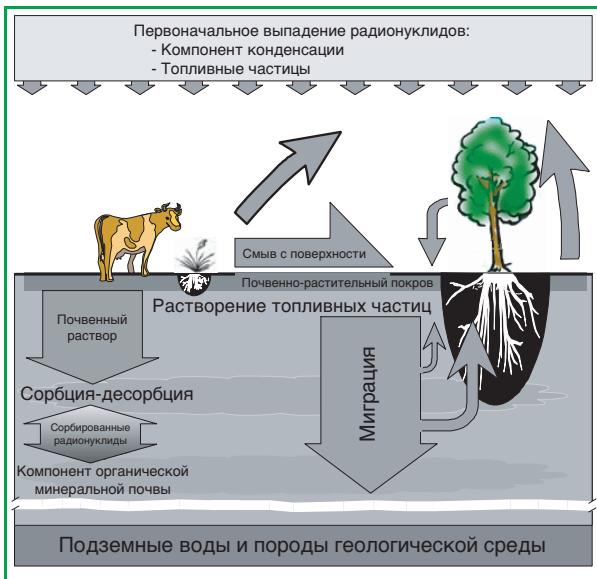


РИС. 3.13. Основные пути переноса радионуклидов в наземной среде [3.27].

временные зависимости были выявлены в других странах [3.25, 3.26].

В настоящее время в большинстве подвергшихся радиоактивному загрязнению после аварии на Чернобыльской АЭС населенных пунктов мощность дозы в воздухе над твердыми покрытиями вновь находится на уровне естественного фона, измеренного перед аварией. Измерения могут показывать некоторые повышенные мощности дозы в воздухе, главным образом на целинных участках. Наивысший уровень городского радиоактивного загрязнения зарегистрирован в г. Припять, который находится в 3 км от Чернобыльской АЭС; его жители были переселены на незагрязненные территории в течение полугода после аварии.

### 3.3. СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННАЯ СРЕДА

#### 3.3.1. Перенос радионуклидов в наземной среде

Радиоактивные элементы в окружающей среде ведут себя по-разному; некоторые, например, цезий, йод и стронций, являются мобильными и в определенных условиях окружающей среды легко переходят в пищевые продукты. Напротив, радионуклиды с низкой растворимостью, например, актиниды, являются относительно неподвижными и в основном остаются в почве. Основная схема круговорота радионуклидов и возможные пути их попадания к человеку показаны на рис. 3.13.

На степень переноса радионуклидов в наземной среде влияет множество факторов. Если в кон-

ретной окружающей среде степень переноса высока, эту среду называют радиоэкологически чувствительной, поскольку такой перенос может привести к относительно высокому радиационному облучению [3.28].

Среди выброшенных из реактора после аварии на Чернобыльской АЭС радионуклидов во время короткой начальной фазы (с момента аварии до двух месяцев после нее) наибольшую важность в том, что касается облучения людей через сельскохозяйственные пищевые цепочки, представляли радиоизотопы йода. В более долгосрочном плане наибольшую важность стал представлять радиоактивный цезий (и в гораздо меньшей степени радиоактивный стронций).

Радиоэкологическая чувствительность к радиоактивному цезию обычно выше, иногда на несколько порядков величины, в полуестественных, чем в аграрных экосистемах [3.29]. Эта разница объясняется рядом факторов, самыми важными из которых в некоторых естественных экосистемах являются отличающееся физико-химическое поведение радионуклидов в почве (отсутствие конкуренции между цезием и калием, приводящее к более высоким темпам переноса радиоактивного цезия в бедных питательными веществами экосистемах) и наличие особых путей распространения по пищевым цепочкам, приводящих к появлению сильно загрязненной продукции в полуестественных экосистемах. Кроме того, лесные почвы существенно отличаются от почв сельскохозяйственных угодий; они имеют явную многослойную вертикальную структуру, характеризующуюся главным образом бедным глиной минеральным слоем, который поддерживает слой, богатый органическими веществами. Напротив, почвы сельскохозяйственных угодий обычно содержат меньше органических веществ и более высокие количества глины.

#### 3.3.2. Системы производства пищевых продуктов, затронутые в результате аварии

Выброс радиоактивных материалов после аварии на Чернобыльской АЭС привел к загрязнению больших участков наземной среды и оказал значительное влияние на сельскохозяйственные и естественные экосистемы не только в пределах бывшего СССР, но также и во многих других странах Европы.

В странах бывшего СССР система производства пищевых продуктов, которая существовала во время аварии, может быть разделена на два типа: большие колхозы и мелкие частные приусадебные

участки. В колхозах обычно применяется севооборот земель совместно со вспахиванием и использованием удобрений для повышения урожайности. Традиционно на маленьких частных приусадебных участках, напротив, редко применяют искусственные удобрения и для повышения урожайности часто используют навоз. Обычно хозяева имеют одну или, самое большее, несколько коров, и молоко от них производится главным образом для личного потребления. Скот из частных хозяйств первоначально пасся на не используемых колхозами малоплодородных землях, но в настоящее время используются и некоторые более качественные пастбища.

В Западной Европе малоплодородные почвы широко используются для сельскохозяйственных целей, в основном для выпаса яжчих животных (например, овец, коз, северных оленей и крупного рогатого скота). Это альпийские луга и возвышенности в Западной и Северной Европе с органическими почвами.

### 3.3.3. Последствия для сельского хозяйства на первоначальной стадии

Во время аварии Чернобыльской АЭС растительность на пострадавших территориях находилась на различных стадиях роста в зависимости от широты и возвышения над уровнем моря. Первоначально сухое выпадение на поверхность листьев и атмосферные дождевые осадки являлись основными механизмами радиоактивного загрязнения растительности. В среднесрочном и долгосрочном плане преобладало поглощение корнями. Самые высокие концентрации радионуклидов в большинстве пищевых продуктов наблюдались в 1986 году.

На начальной стадии наибольшую озабоченность вызывал радионуклид  $^{131}\text{I}$ , и молоко вносило основной вклад в дозу внутреннего облучения. Это произошло из-за выброса больших количеств радиоактивного йода и его выпадения на пастбищные травостои, на которых в то время паслись молочные коровы. Перорально поступавший радиоактивный йод полностью поглощался пищеварительным трактом коров [3.31], а затем быстро перемещался в щитовидную железу животных и в молоко (примерно за один день). Таким образом, пиковые значения были зарегистрированы вскоре после выпадений в конце апреля или в начале мая 1986 года, в зависимости от времени выпадения в разных странах. В это время в бывшем СССР и некоторых других европейских странах концентрации  $^{131}\text{I}$  в молоке превысили национальные и региональные (Европейский союз (ЕС)) уровни действий, составляющие от

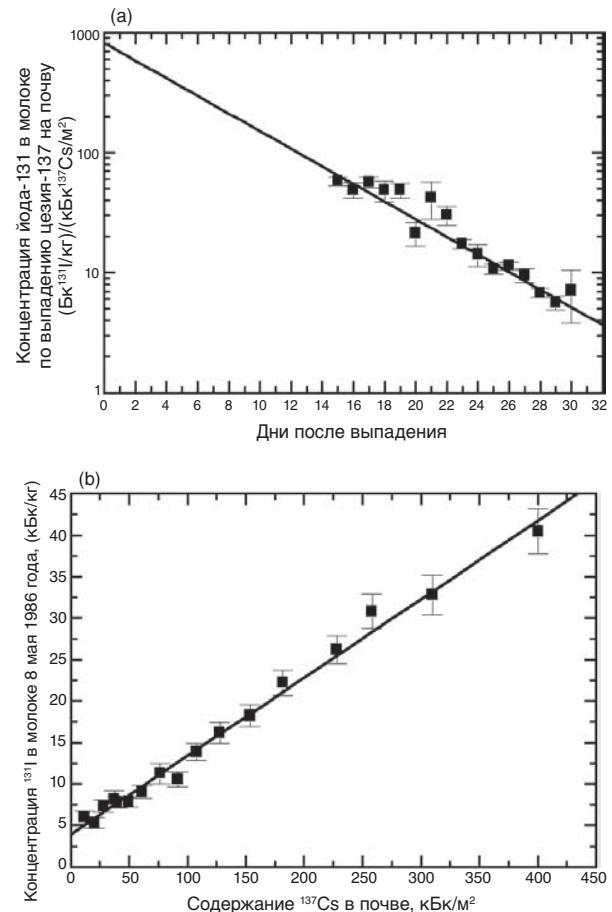


РИС. 3.14. Изменение концентрации  $^{131}\text{I}$  в молоке в Тульской области, Российская Федерация, а) от времени после выпадения (нормализовано к выпадению  $^{137}\text{Cs}$  на почву) и б) от поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$  на почве (время скорректировано на 8 мая 1986 года) [3.30].

нескольких сотен до нескольких тысяч беккерелей на литр (см. раздел 4.1).

Отсутствуют данные об изменениях концентраций  $^{131}\text{I}$  в молоке по времени в течение первых нескольких дней после аварии на серьезно пострадавшей территории СССР - по очевидной и понятной причине у компетентных органов имелись другие приоритеты в плане принятия срочных ответных мер против аварии. Тем не менее, имеются данные за период спустя две недели после аварии из Тульской области Российской Федерации, и данные на рис. 3.14 а) указывают на экспоненциальное снижение концентрации  $^{131}\text{I}$  в молоке, нормализованной к поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$  на почве, которое можно экстраполировать назад к первым дням после аварии, с тем чтобы оценить начальную концентрацию в молоке. Кроме того, прямое сравнение активности  $^{131}\text{I}$  в молоке в начале мая с выпадениями  $^{137}\text{Cs}$  указывает на вклад сухого выпадения  $^{131}\text{I}$  в молоко, поскольку показанная линейная зависимость не про-

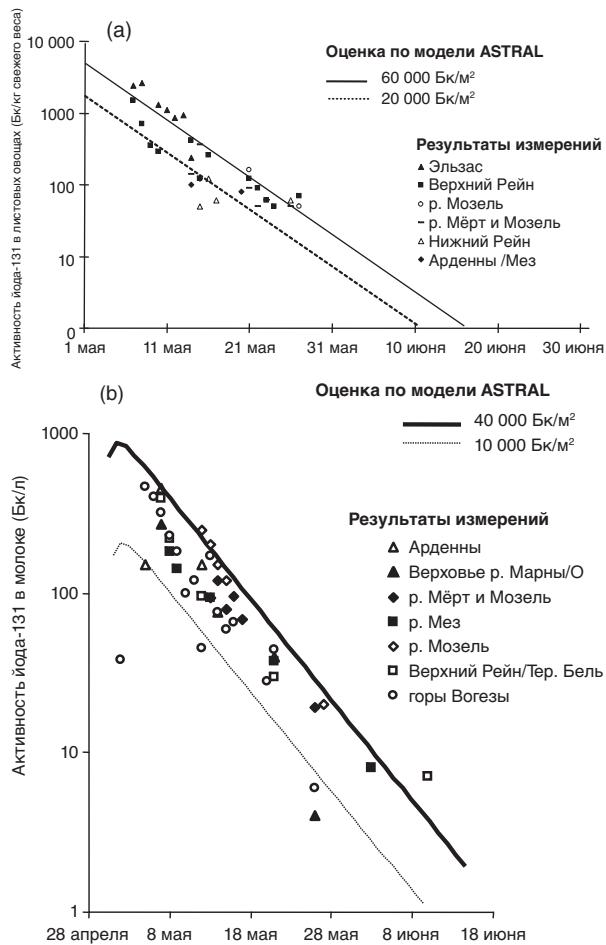


РИС. 3.15. Изменение концентраций  $^{131}\text{I}$  по времени в а) листовых овощах и б) коровьем молоке в различных областях Франции, май-июнь 1986 года [3.34].

ходит нулевую точку выпадения (рис. 3.14 б)). В начале весны в Северной Европе молочные коровы и козы еще не были выведены на пастбища, следовательно, произошло очень небольшое загрязнение молока. Наоборот, в южных областях СССР, а также в Германии, Франции и южной части Европы молочный скот уже пасся на открытом воздухе, и в результате имело место некоторое загрязнение коровьего, козьего и овечьего молока. Концентрация  $^{131}\text{I}$  в молоке уменьшалась с эффективным периодом четыре - пять дней [3.32] в связи с его коротким периодом физического полураспада и уменьшением концентраций изотопов йода в растениях в результате их удаления с поверхностей листьев атмосферными процессами (рис. 3.15). Это удаление происходило со средним периодом полувыведения 9 дней для радиоактивного йода и 11 дней для радиоактивного цезия в результате воздействия погодных условий на травостой [3.33]. Листовые овощи были также поверхностно загрязнены и внесли вклад в

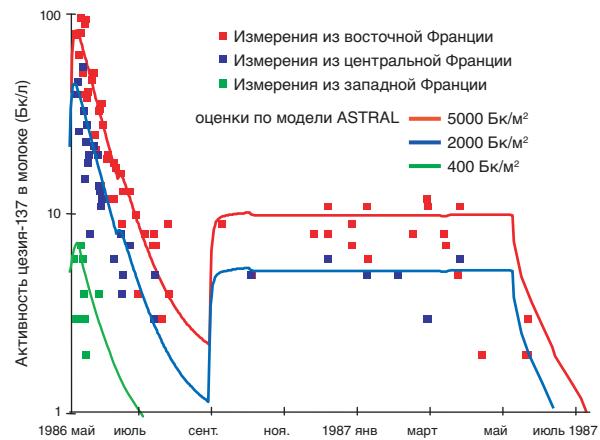


РИС. 3.16. Изменения концентраций  $^{137}\text{Cs}$  по времени в коровьем молоке во Франции в 1986–1987 годах, воспроизведенные по данным наблюдения и расчетам с помощью модели ASTRAL [3.34].

дозу облучения людей через пищевую цепочку (рис. 3.15).

Как растения, так и животные были также загрязнены радиоактивным цезием и в меньшей степени радиоактивным стронцием. С июня 1986 года радиоактивный цезий являлся доминирующим радионуклидом в большинстве проб окружающей среды (кроме ЧЗО) и в пищевых продуктах. Как показано на рис. 3.16, загрязнение молока радиоактивным цезием уменьшилось во время весны 1986 года с эффективным периодом полувыведения около двух недель благодаря воздействию погодных условий, росту биомассы и другим природным процессам. Однако концентрации радиоактивного цезия снова увеличились зимой 1986–1987 годов из-за кормления коров загрязненным сеном, весной и летом 1986 года. Это явление наблюдалось в зимний период после аварии во многих странах.

Степень перехода многих других присутствующих в земной среде радионуклидов в молоко непосредственно после аварии была низкой. Это было вызвано присущим организму медленным переносом этих элементов в желудочно-кишечном тракте в сочетании с низким бионакоплением из-за их связи с матрицей топливных частиц [3.35]. Тем не менее, наблюдались и некоторые быстрые переходы, особенно  $^{110\text{m}}\text{Ag}$ , в печень жвачных животных [3.36].

### 3.3.4. Долгосрочные последствия для сельского хозяйства

С 1987 года содержание радионуклидов в растениях и животных в значительной мере определялось взаимодействием между радионуклидами и

различными элементами почвы, поскольку почва является главным хранилищем долгоживущих радионуклидов, отложившихся в наземных экосистемах. Этот процесс управляет возможностью поступления радионуклидов [3.37, 3.38] в растения и животных, а также влияет на миграцию радионуклидов вниз по колонке грунта.

### 3.3.4.1. Физико-химические свойства радионуклидов в системе почва-растение

Растения берут питательные вещества и загрязнители из почвенного раствора. Концентрация радионуклидов в почвенном растворе является результатом физико-химических взаимодействий с матрицей почвы, в которой доминирующим механизмом является конкурентный ионообмен. Таким образом, концентрация и состав основных и конкурентных присутствующих в почве элементов имеют важнейшее значение для распределения радионуклидов между почвой и почвенным раствором. Множество полученных после аварии на Чернобыльской АЭС данных указывает на то, что количество и характер присутствующих в почве глинистых минералов являются ключевыми факторами в определении радиоэкологической чувствительности в отношении радиоактивного цезия. Эти свойства кардинально важны для того, чтобы понять поведение радиоактивного цезия, особенно на отдаленных от Чернобыльской АЭС территориях, где первоначальное выпадение  $^{137}\text{Cs}$  происходило главным образом в конденсированных растворимых в воде формах.

Около атомной электростанции радионуклиды выпадали в матрицах топливных частиц, которые со временем медленно растворялись; этот процесс в настоящее время еще не завершен. Более значительными факторами, влияющими на темпы растворения топливных частиц в почве, являются кислотность почвенного раствора и физико-химические свойства частиц (особенно степень оксидирования) (см. рис. 3.17). При низком (водородном) показателе  $\text{pH}$  необходимое для 50-процентного растворения частиц время составляло около одного года, в то время как при более высоком водородном показателе  $\text{pH}7$  на это требовались до 14 лет [3.39–3.41]. Таким образом, в кислых почвах большая часть топливных частиц уже растворилась. В нейтральных почвах в настоящее время увеличиваются объемы освобожденного из топливных частиц мобильного  $^{90}\text{Sr}$ , и этот процесс продолжится в ближайшие 10–20 лет.

Помимо почвенных минералов значительное влияние на судьбу радионуклидов в почвах могут

иметь микроорганизмы [3.42, 3.43]. Они могут взаимодействовать с минералами и органическими веществами и, следовательно, воздействуют на бионакопление радионуклидов. В конкретном случае микоризных грибов почвенные микроорганизмы могут даже действовать в качестве переносчика, перемещая радионуклиды из почвенного раствора в соответствующее растение.

Традиционный подход к определению характеристик мобильности и биодоступности радиоактивных загрязнителей в почве – это применение методов последовательной экстракции. Был разработан ряд экспериментальных протоколов, в которых используется последовательность постепенно более агрессивных химикатов и предполагается, что каждый из них выборочно будет выщелачивать часть загрязнителя, связанного в конкретных компонентах почвы. Пример результатов этой процедуры представлен на рис. 3.18, на котором показано, что в почве было намного больше химически фиксированного радио-

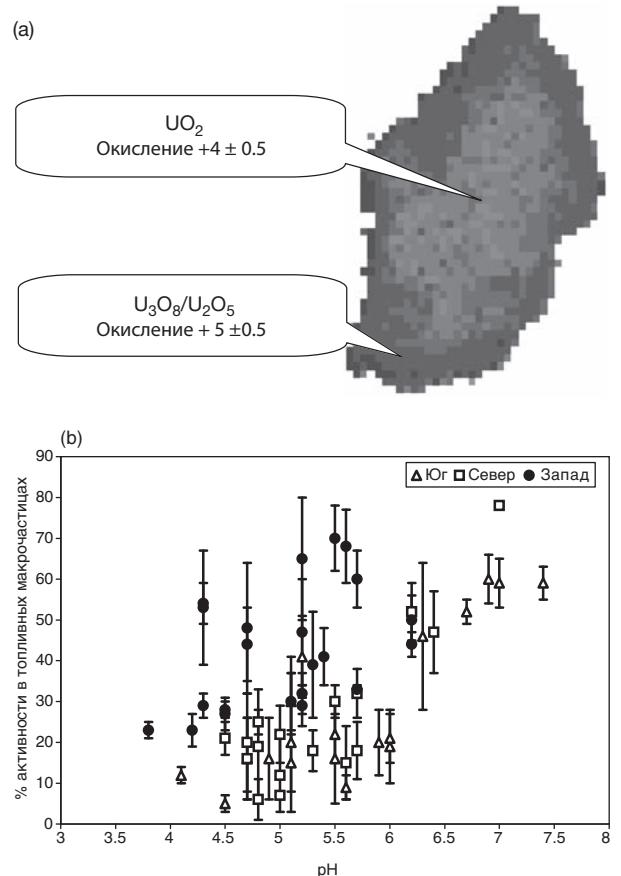


РИС. 3.17. a) Изменение оксидирования в топливной частице чернобыльского выброса [3.40]; b) Доля содержания  $^{90}\text{Sr}$  в топливных частицах (DFP) через 10 лет после чернобыльской аварии как функция кислотности почвы [3.39].

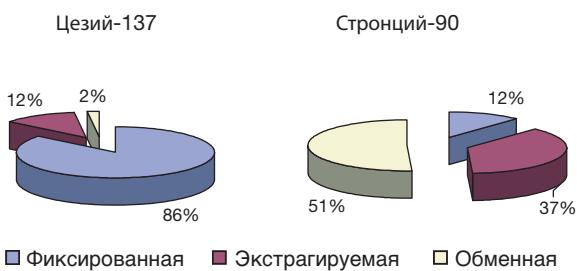


РИС. 3.18. Формы радионуклидов в дерново-подзолистой суглинистой почве в Гомельской области Беларусь в 1998 году [3.46].

активного цезия, чем радиоактивного стронция. Избирательная способность и воспроизводимость процедур химической экстракции меняются, и это часто следует учитывать, с тем чтобы давать только качественную оценку бидоступности.

При помощи методов последовательной экстракции доля обменного  $^{137}\text{Cs}$ , как выяснилось, уменьшилась в три - пять раз в течение десятилетия после 1986 года [3.44, 3.45]. Эта тенденция по времени, которая привела к сокращению загрязнения растений, может объясняться постепенной фиксацией радиоактивного цезия в прослойке глинистых минералов и его медленной диффузии и связыванием с истертymi краями глинистых минералов. Этот процесс снижает обменную способность радиоактивного цезия таким образом, что его уже не хватает, чтобы войти в почвенный раствор, из которого растения берут большую часть радиоактивного цезия через корни. В отношении  $^{90}\text{Sr}$  со временем наблюдалось увеличение обменной доли, что объясняется выщелачиванием топливных частиц [3.39].

### 3.3.4.2. Миграция радионуклидов в почве

Вертикальная миграция радионуклидов вниз по колонке грунта может быть вызвана различными механизмами переноса, включая конвекцию, дисперсию, диффузию и биологическое смешивание. Поглощение радионуклидов корнями растений коррелирует с вертикальной миграцией. Как правило, темпы перемещения радионуклидов меняются в зависимости от типа и физико-химической формы почвы. В качестве примера на рис. 3.19 показано изменение по времени распределения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по глубине, измеренное в Гомельской области Беларусь. Хотя наблюдалась значительная нисходящая миграция обоих радионуклидов, большая часть активности радионуклидов осталась в пределах корнеобитаемого слоя растений. На тех участках, где радиоактивное загрязнение происходило в результате атмосферных осадков, существует малый риск миграции радионуклидов в подземные воды.

Темпы нисходящей миграции в разных типах почвы радиоактивного цезия и радиоактивного стронция варьируются. Низкие темпы вертикальной миграции  $^{90}\text{Sr}$  наблюдались в торфяных грунтах, в то время как  $^{137}\text{Cs}$  мигрирует в этих (богатых органическими веществами) почвах с самой высокой скоростью, но гораздо медленнее перемещается в дерново-подзолистых песчаных почвах. На суходольных лугах миграция  $^{137}\text{Cs}$  ниже корнеобитаемого слоя (0-10 см) за десять лет после выпадения радиоактивных осадков была едва различимой. Таким образом, вклад вертикальной миграции в снижение концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в корнеобитаемом слое минеральных почв пренебрежимо мал. Напротив, на влажных лугах и торфяниках нисходящая миграция

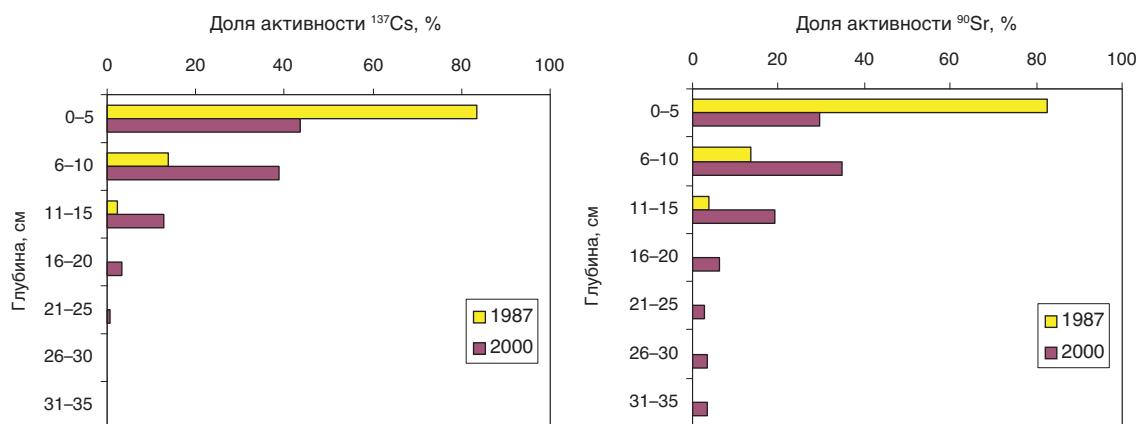


РИС. 3.19. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  по глубине, измеренное в 1987 и 2000 годах в дерново-глеевой песчаной почве в Гомельской области Беларусь (в процентах общей активности) [3.46].

может являться важным фактором снижения доступности  $^{137}\text{Cs}$  для перехода в растения [3.48].

Более высокие темпы вертикальной миграции  $^{90}\text{Sr}$  наблюдаются в слабо гумифицированной песчаной почве (рис. 3.20), дерново-подзолистой песчаной почве и песчаной суглинистой почве с содержанием органических веществ менее 1% [3.27]. В целом самая большая скорость вертикальной миграции  $^{90}\text{Sr}$  проявляется там, где существуют полностью неравновесные грунтовые условия. Это поймы рек, в которых структура почвы не сформирована (легкие гумифицированные пески), пахотные земли в неравновесном состоянии и почвы, в которых органические слои были удалены, например, на местах лесных пожаров и участках, где отложился песок с низким содержанием органических веществ (<1%). В таких условиях наблюдаются высокие темпы вертикальной миграции радиоактивного стронция в подземные воды с конвективным потоком почвенной влаги, и в некоторых слоях почвы могут иметь место высокие уровни активности. Таким образом, пространственное распределение  $^{90}\text{Sr}$  может оказаться особенно гетерогенным в почвах, в которых произошли изменения сорбционных свойств.

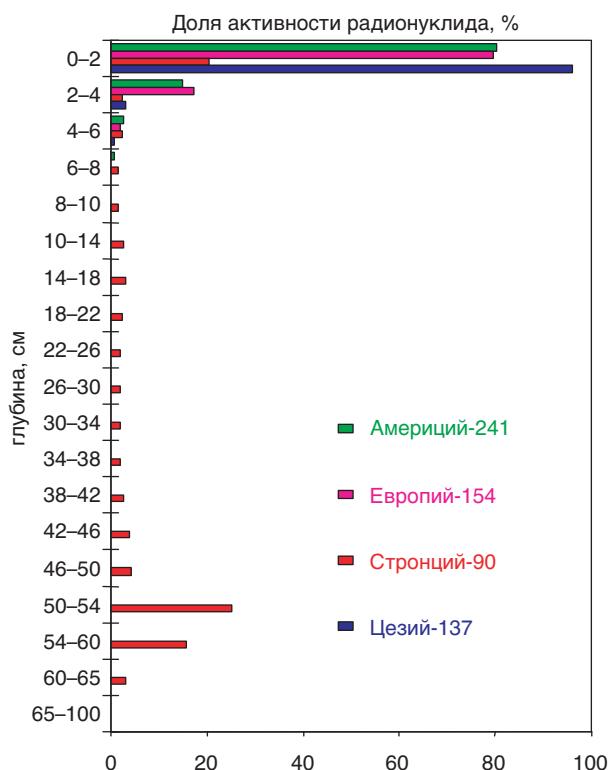


РИС. 3.20. Распределение радионуклидов по глубине в слабо гумифицированной песчаной почве (в процентах общей активности), измеренное в 1996 году [3.47].

Агротехническая деятельность оказывает значительное влияние на поведение радионуклидов. В зависимости от типа обработки почвы и используемых для этого орудий труда может иметь место механическое перераспределение радионуклидов в почве. На пахотных землях радионуклиды распространены довольно равномерно вниз по всей глубине распашного слоя.

Латеральное перераспределение радионуклидов в водоносных, причиной которого могут явиться как вымывание, так и выветривание, происходит в значительно меньших масштабах, чем их вертикальная миграция в почву и нижележащие геологические слои [3.27]. Тип и плотность растительного покрова могут оказывать существенное воздействие на темпы эрозии. В зависимости от интенсивности процессов эрозии содержание радионуклидов в пахотных горизонтах на равнинах с небольшими склонами может варьировать до 75% [3.49].

### 3.3.4.3. Переход радионуклидов из почвы в сельскохозяйственные культуры

Поглощение радионуклидов и других следовых элементов корнями растений является конкурентным процессом [3.50]. В случае радиоактивного цезия и радиоактивного стронция главными конкурирующими элементами являются калий и кальций, соответственно. Основные процессы, влияющие на процессы переноса радионуклидов в пределах корнеобитаемого слоя, схематично представлены на рис. 3.21, хотя относительная важность каждого элемента изменяется в зависимости от типа радионуклида и почвы.

Доля поглощенных корнями растений выпавших радионуклидов отличается на порядки, и прежде всего это зависит от типа почвы. В отношении радиоактивного цезия и радиоактивного стронция

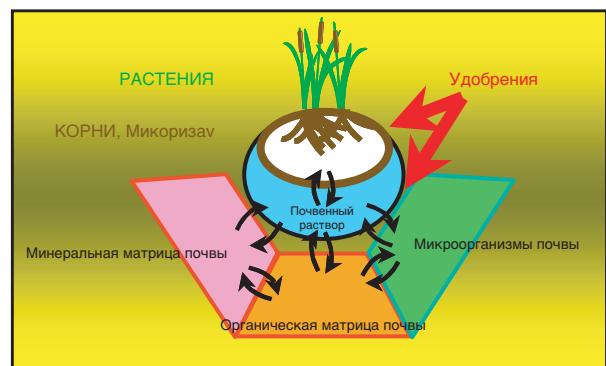


РИС. 3.21. Диаграмма путей перехода радионуклидов из почвы в растения с учетом биотических и абиотических процессов [3.43].

радиоэкологическая чувствительность почв может быть в широком плане разделена на категории, перечисленные в таблице 3.5. В отношении всех почв и видов растений поглощение корнями плутония пренебрежимо мало по сравнению с прямым загрязнением листьев через капли дождя или в результате ресуспензии.

Переход из почвы в растения обычно определяется количественно с использованием либо факто-ра переноса (TF, безразмерный, равный концентрации радионуклидов в растении, Бк/кг, разделенной на концентрацию радионуклидов в почве, Бк/кг), либо совокупного коэффициента переноса ( $Tag$ ,  $\text{m}^2/\text{kg}$ , равный концентрации радионуклидов в растении, Бк/кг, разделенной на величину поверх-ностной активности радионуклидов в почве,  $\text{Бк}/\text{m}^2$ ).

Наибольшее поглощение  $^{137}\text{Cs}$  корнями из почвы в растения происходит на торфяных, болоти-стых почвах, и оно на один - два порядка величины выше, чем на песчаных почвах; это поглощение часто более чем на три порядка величины превыша-ет поглощение растениями, растущими на плодород-ных почвах сельскохозяйственного использования.

Высокое поглощение радиоактивного цезия из торфяных грунтов стало иметь значение после аварии на Чернобыльской АЭС, поскольку во многих европейских странах такие почвы являются естественными лугопастбищными угодьями, используемыми для выпаса жвачных животных и заготовки сена.

Количество радиоактивного цезия в сельскохо-зяйственной продукции в среднесрочной и долго-срочной перспективе зависит не только от уровня загрязнения, но также и от типа почвы, режима влажности, текстуры, агрохимических свойств и видов растений. Сельскохозяйственная деяельность часто уменьшает переход радионуклидов из почвы в растения путем физического разбавления (например, вспашки) или добавления конкурирую-щих элементов (например, внесения удобрений). Имеются также различия в поглощении радионукли-дов различными видами растений. Хотя среди видов растений вариации поглощения радиоактивного цезия могут превышать один или более порядков величины, воздействие различной радиоэкологичес-кой чувствительности почв часто представляется

ТАБЛИЦА 3.5. КЛАССИФИКАЦИЯ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ЧУВСТИТЕЛЬНОСТИ ПЕРЕХОДА РАДИОАКТИВНОГО ЦЕЗИЯ И РАДИОАКТИВНОГО СТРОНЦИЯ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ

Чувствительность	Характеристики	Механизм	Пример
<i>Радиоактивный цезий</i>			
Высокая	Низкое содержание питательных веществ Нет глинистых минералов Высокое содержание органических веществ	Малая конкуренция с калием и аммонием в поглощении корнями	Торфяные почвы
Средняя	Нехватка питательных веществ, состоящих из минералов с некоторым содержанием глины	Ограниченнaя конкуренция с калием и аммонием в поглощении корнями	Подзолистые и другие песчаные почвы
Низкая	Высокое содержание питательных элементов Значительная доля глинистых минералов	Радиоцезий крепко удерживается в почвенной матрице (глинистые минералы) Сильная конкуренция с калием и аммонием в поглощении корнями	Чернозем, суглинок (используются в интенсивном земледелии)
<i>Радиоактивный стронций</i>			
Высокая	Низкое содержание питательных веществ Низкое содержание органических веществ	Ограниченнaя конкуренция с кальцием в поглощении корнями	Подзолистые торфяные почвы
Низкая	Высокое содержание питательных веществ Содержание органических веществ - от среднего до высокого	Сильная конкуренция с кальцием в поглощении корнями	Умбрийские глеевые почвы, торфяные почвы

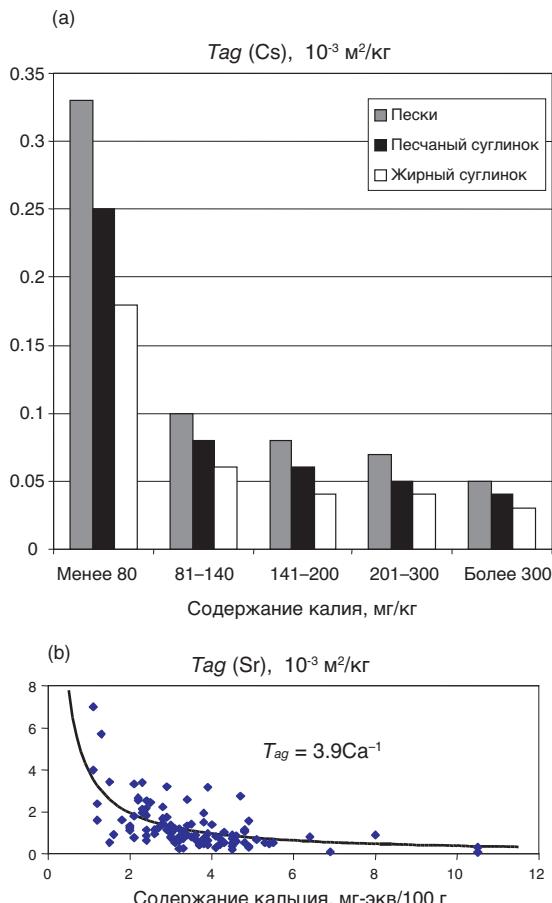


РИС. 3.22. а) Переход  $^{137}\text{Cs}$  в овсянку в дерново-подзолистых почвах различных текстур с различным содержанием калия [3.61] и б) переход  $^{90}\text{Sr}$  в семена озимой ржи с различными концентрациями обменной формы кальция в разных почвах [3.53].

более важным при объяснении пространственных вариаций перехода в сельскохозяйственных системах.

Влияние других факторов, которые по сообщениям воздействовали на степень поглощения радионуклидов корнями растений (например, почвенная влага), представляется менее ясным или может быть объяснено действием обсужденных выше основных механизмов, например, накопление радиоактивного цезия в сельскохозяйственных культурах и подножных кормах связано с текстурой почвы. В песчаных почвах поглощение радиоактивного цезия растениями приблизительно в два раза выше, чем в суглинистых почвах, но это происходит главным образом из-за более низких концентраций калия - его главного конкурирующего элемента - в песке.

Основной контролирующий поглощение корнями растений радиоактивного цезия процесс – это взаимодействие между матрицей почвы и

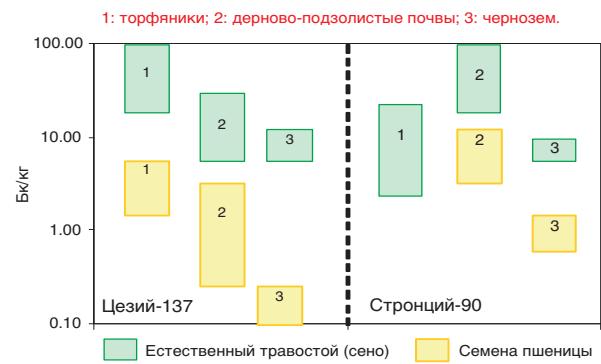


РИС. 3.23. Изменение концентраций  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в двух видах растений в зависимости от типа почвы; данные соответствуют отложениям в почве с активностью  $1 \text{ кБк}/\text{м}^2$  [3.54].

раствором, которое прежде всего зависит от потенциала катионного обмена в почве. В случае минеральных почв это определяется влиянием концентраций и типов глинистых минералов и концентраций конкурирующих основных катионов, особенно калия и аммония. Примеры этой взаимосвязи в отношении радиоактивного цезия и радиоактивного стронция показаны на рис. 3.22. Моделирование физико-химических свойств почвенного раствора, в котором учитываются эти основные факторы, позволяет прогнозировать поглощение корнями обоих радионуклидов [3.51, 3.52].

Таким образом, различия в радиоэкологической чувствительности почв являются объяснением того, почему на некоторых участках, характеризующихся малыми выпадениями, в собранных в полусовременных экосистемах растениях и грибах обнаружены высокие концентрации радиоактивного цезия и, наоборот, почему на территориях со значительными выпадениями могут быть только низкие или средние концентрации радиоактивного цезия в растениях. Это проиллюстрировано на рис. 3.23, в котором вариабельность концентраций радиоактивного цезия и радиоактивного стронция в растениях нормализована с учетом концентрации в почве.

### 3.3.4.4. Динамика перехода радионуклидов в сельскохозяйственные культуры

В 1986 году содержание  $^{137}\text{Cs}$  в растениях, которое в том году было максимальным, главным образом определялось воздушным загрязнением. Во время первого года после аварии (1987 год) содержание  $^{137}\text{Cs}$  в растениях снизилось от трех до ста раз (в зависимости от типа почвы), поскольку корни стали доминирующим путем радиоактивного загрязнения.

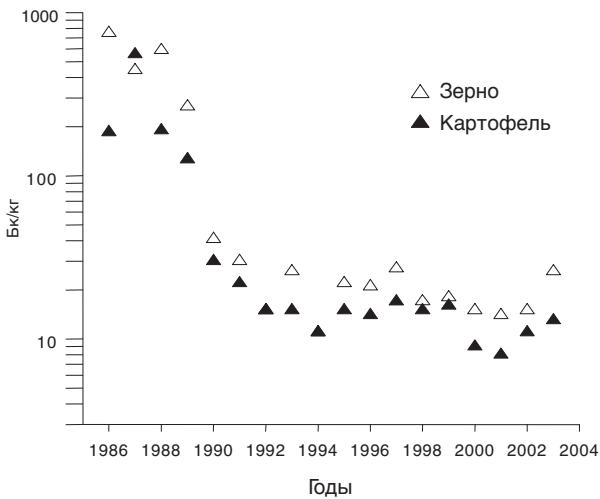


РИС. 3.24. Изменения концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в зерне и картофеле, произведенные в загрязненных районах Брянской области, Российской Федерации (Бк/кг) [3.55].

Для луговых растений в первые годы после выпадения на поведение  $^{137}\text{Cs}$  значительное влияние оказывало распределение радионуклидов между почвой и дерниной. В этот период поглощение  $^{137}\text{Cs}$  из дернинь значительно превышало (до восьми раз) поглощение из почвы. Далее в результате гниения дернинь и перехода радионуклидов в почву вклад дернинь стал быстро уменьшаться и на пятом году после выпадения он не превышал 6% для автоморфных почв и 11% для гидроморфных почв [3.41].

В большинстве почв темпы перехода  $^{137}\text{Cs}$  в растения продолжали уменьшаться с 1987 года, хотя темпы снижения замедлились, как показано на рис. 3.24 [3.55]. Уменьшение по времени, аналогичное тому, которое показано на рис. 3.24, наблюдалось в ходе многих исследований, касающихся поглощения корнями различных сельскохозяйственных культур, как показано на рис. 3.25 и рис. 3.26 в отношении зерновых злаков и естественного травостоя соответственно, растущих в двух различных типах почвы [3.56]. В результате измерений, выполненных в 1980–1985 годах (т.е. после глобального выпадения  $^{137}\text{Sc}$  и перед аварией на Чернобыльской АЭС) были получены две экспериментальных точки для чернозёма (18 и 20 лет) (рис. 3.25). Значения TF по  $^{137}\text{Cs}$  для зерновых злаков, а также для картофеля и коровьего молока, полученные приблизительно через 20 лет после глобального выпадения радиоактивных осадков, незначительно отличаются от наблюдавшихся через восемь – девять лет и позднее после выпадений в результате чернобыльской аварии в отдаленных районах, где доминировали песчаные, суглинистые и чернозёмные почвы [3.56, 3.57].

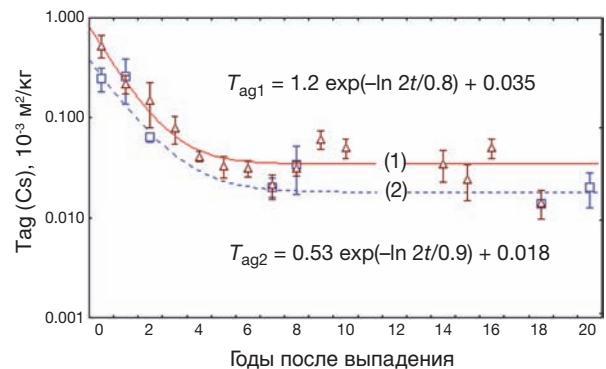


РИС. 3.25 Динамика совокупных коэффициентов переноса  $^{137}\text{Cs}$  в злаковые растения (1 – песчаные и суглинистые почвы, Брянская область; 2 – черноземные почвы, Тульская и Орловская области Российской Федерации) [3.56].

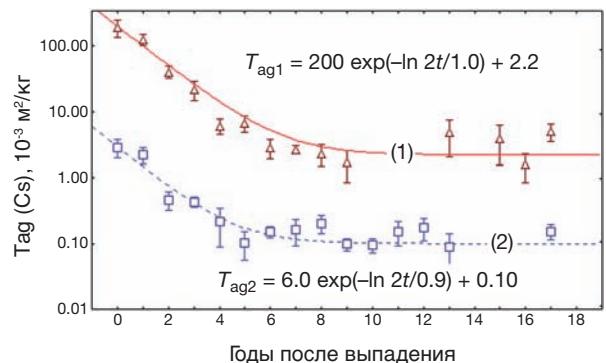


РИС. 3.26 Динамика совокупных коэффициентов переноса (сухой вес)  $^{137}\text{Cs}$  1 – в песчаных и суглинистых почвах, Брянская область; 2 – черноземная почва, Тульская и Брянская области Российской Федерации) [3.56].

Разница между значениями  $Tag$ , относящимися к растущим на удобренной почве зерновым злакам, намного ниже, чем разница в отношении естественного травостоя.

В отношении перехода радиоактивного цезия из почвы в растения уменьшение по времени, по всей видимости, будет отражением: а) физического распада радионуклидов; б) нисходящей миграции радионуклида из корнеобитаемого слоя; и с) физико-химических взаимодействий с матрицей почвы, которые приводят к уменьшению биодоступности. Во многих почвах экологические периоды полуыведения (очищения) при поглощении корнями растений радиоактивного цезия могут характеризоваться двумя компонентами: а) относительно быстрым уменьшением с периодом полуочищения от 0,7 до 1,8 года, доминирующим в течение первых четырех – шести лет, приводя к сокращению концентрации в

растениях примерно на порядок по сравнению с 1987 годом; и б) более медленным уменьшением с периодом полувыведения от 7 до 60 лет [3.45, 3.55, 3.57, 3.58]. На динамику снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в системе почва-растение значительно влияют свойства почвы, и в результате темпы снижения объема поглощения  $^{137}\text{Cs}$  растениями могут различаться в три - пять раз [3.41].

Однако при обобщении этих наблюдений следует проявлять некоторую осторожность, поскольку некоторые данные указывают на практически незаметное снижение по времени поглощения корнями радиоактивного цезия после первых четырех - шести лет, что предполагает отсутствие снижения биодоступности в почве в период времени наблюдения. Кроме того, прогноз экологических периодов полувыведения, которые превышают период времени наблюдения, может быть очень неопределенным. Применение контрмер, направленных на снижение концентрации радиоактивного цезия в растениях, также приводит к изменению времени экологического периода полувыведения.

По сравнению с радиоактивным цезием поглощение растениями  $^{90}\text{Sr}$  обычно не показывало такого заметного снижения по времени. В районах около Чернобыльской АЭС постепенное растворение топливных частиц повысило темпы биодоступности  $^{90}\text{Sr}$ , и, следовательно, произошло увеличение поглощения растениями  $^{90}\text{Sr}$  по времени (рис. 3.27 [3.39]).

В отдаленных районах, где радионуклиды стронция выпадали преимущественно в конденсированной форме, а также в меньших количествах в виде мелких диспергированных частиц топлива, динамика долгосрочного перехода  $^{90}\text{Sr}$  в растения была аналогична динамике радиоактивного цезия, но с различными экологическими периодами снижения поглощения корнями растений. Эта разница связана с различными механизмами переноса этих двух элементов в почве. Фиксация стронция компонентами почвы меньше зависит от содержания глины в почве, чем фиксация цезия (см. таблицу 3.5). В более общем плане значения параметров перехода  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в растения меньше зависят от свойств почвы, чем параметры перехода радиоактивного цезия [3.37]. Пример зависимости поглощения  $^{90}\text{Sr}$  растениями от времени приведен на рис. 3.28 [3.56].

### 3.3.4.5. Переход радионуклидов к животным

Радионуклиды поступают в организм животных через загрязненные фуражные корма и путем прямого перорального поступления из почвы. Молоко и мясо внесли основной вклад в дозы внутренне-

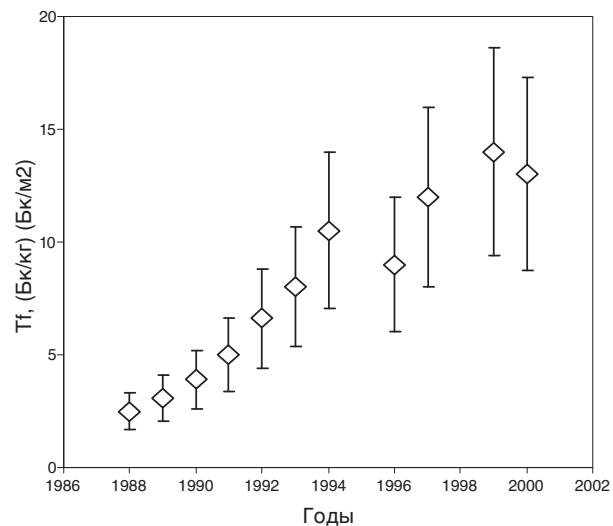


РИС. 3.27. Динамика изменения коэффициента переноса  $^{90}\text{Sr}$  в травостой, растущий на дерново-подзолистых почвах в ЧЗО [3.39].

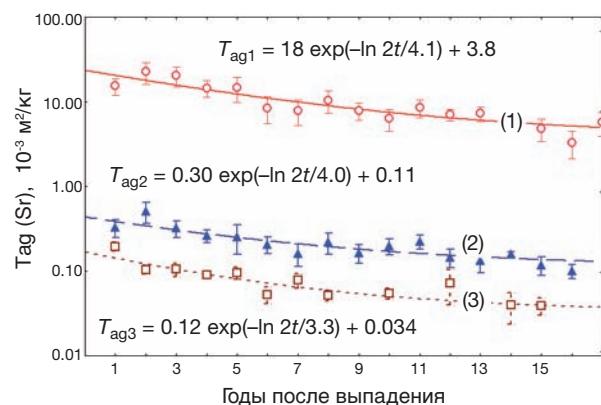


РИС. 3.28. Динамика совокупного коэффициента переноса  $^{90}\text{Sr}$  для естественного травостоя (1 – песчаные и песчано-суглинистые почвы, Брянская область) и коровьего молока (2 – песчаные и песчано-суглинистые почвы, Брянская область; 3 – чернозем, Тульская и Орловская области Российской Федерации) [3.56].

го облучения человека после аварии на Чернобыльской АЭС, как на первоначальном этапе вследствие воздействия  $^{131}\text{I}$ , так и в долгосрочном плане вследствие воздействия радиоактивного цезия. В интенсивных аграрных экосистемах высокие уровни радиоактивного загрязнения продукции животноводства могут наблюдаться только в течение нескольких недель или, самое большее, нескольких месяцев после выпадения радиоактивных осадков. В этих обстоятельствах степень захвата и удержания радионуклидов на поверхностях растений в значительной мере определяет продолжительность и уровень радиоактивного загрязнения продукции

животноводства. Исключениями являются очень высокие уровни выпадений или высокие и устойчивые уровни поглощения растениями, которые наблюдались в некоторых районах после аварии на Чернобыльской АЭС.

Уровни радиоактивного цезия в продукции животноводства могут быть высокими и сохраняться в течение длительного времени, даже несмотря на то, что уровни первоначального выпадения не были очень высокими. Это происходит потому, что: а) почвы часто допускают значительный переход радиоактивного цезия в растения; б) некоторые виды растений накапливают относительно высокие уровни радиоактивного цезия, например вересковые растения и грибы; и с) на территориях с бедными почвами часто пасутся мелкие жвачные животные, которые накапливают более высокие концентрации цезия, чем крупные жвачные животные [3.35].

Загрязнение продукции животноводства радионуклидами зависит от их поведения в системе почва-растение, скорости абсорбции и метаболических путей распространения в организме животного, а также темпов потери активности животными (преимущественно с мочой, калом и молоком). Хотя абсорбция может происходить через кожу и легкие, пероральное поступление радионуклидов с кормами и последующая абсорбция через желудочно-кишечный тракт является основным маршрутом поглощения большинства радионуклидов. Абсорбция большинства питательных веществ происходит в рубце или тонкой кишке со степенью, которая варьирует от очень малой, почти незаметной в случае актинидов до 100-процентной в случае радиоактивного йода и от 60-процентной до 100-процентной в случае радиоактивного цезия в зависимости от его формы [3.31].

После абсорбции радионуклиды циркулируют в кровеносной системе. Некоторые накапливаются в конкретных органах; например, радиоактивный йод накапливается в щитовидной железе, а множество металлических ионов, включая  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$  и  $^{110\text{m}}\text{Ag}$ , накапливаются в печени. Актиниды и особенно радиоактивный стронций имеют тенденцию осаждаться в костях, в то время как радиоактивный цезий распределяется по всему объему мягких тканей [3.36, 3.37, 3.50, 3.59, 3.60].

Переход радионуклидов в продукцию животноводства часто описывается коэффициентами переноса, определяемыми как равновесное соотношение между концентрацией радионуклида в молоке, мясе или яйцах, разделенной на ежедневное поступление радионуклида в рационе питания. Коэффициенты переноса радиоактивного йода и радиоактивного

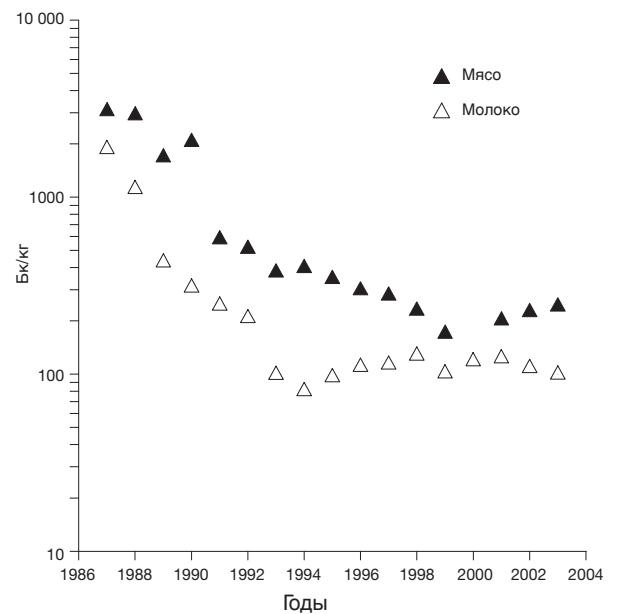


РИС. 3.29. Изменения по времени средней концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в мясе и молоке, произведенных в загрязненных районах Брянской области Российской Федерации, Бк/кг [3.55].

цезия в молоко и радиоактивного цезия в мясо обычно ниже для крупных животных, например, крупного рогатого скота, чем для мелких животных, таких, как овцы, козы и куры. Коэффициент переноса радиоактивного цезия в мясо выше, чем в молоке.

Долгосрочная тенденция уровней загрязнения радиоактивного цезия в мясе и молоке по времени, пример которой показан на рис. 3.29, аналогична тенденции в отношении растительности, и может быть разделена на две фазы [3.55, 3.57, 3.58]. В течение первых четырех - шести лет после выпадения радиоактивного цезия в начале происходило быстрое уменьшение с экологическим периодом от 0,8 до 1,2 года. В более позднее время наблюдалось лишь небольшое уменьшение [3.55, 3.56].

Существуют различные темпы перехода  $^{137}\text{Cs}$  в молоко на территориях с различными типами почвы, что было продемонстрировано почти через двадцать лет после аварии (рис. 3.30) на примере молока из Брянской, Тульской и Орловской областей Российской Федерации, где использовались немногие контрмеры. Переход  $^{137}\text{Cs}$  в молоко охарактеризован с помощью Tag, который нормализует данные для различных уровней радиоактивного загрязнения почвы; это облегчает сравнение различных типов почвы. Переход  $^{137}\text{Cs}$  в молоко снижается в порядке торфяник > песчаные и суглинистые почвы > чернозем и серые лесные почвы. Как динамика концентрации

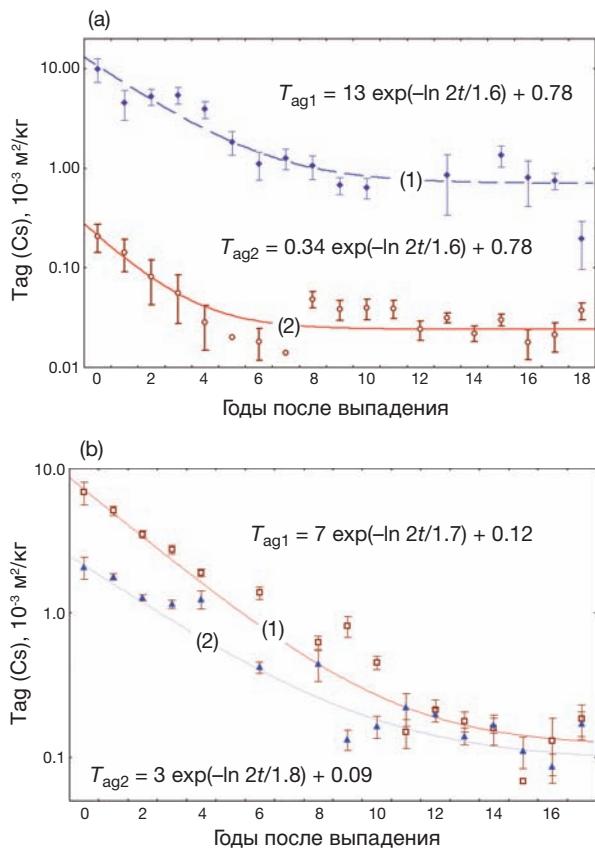


РИС. 3.30. а) Динамика совокупного коэффициента переноса  $^{137}\text{Cs}$  для коровьего молока (1 – торфяные болотистые почвы, Брянская область; 2 – чернозем, Тульская и Орловская области Российской Федерации) [3.56]. б) Динамика совокупного коэффициента переноса  $^{137}\text{Cs}$  для коровьего молока (песчаные и песчано-суглинистые почвы, Брянская область Российской Федерации). 1 – выпадение  $^{137}\text{Cs}$  на почву  $<370 \text{ кБк}/\text{м}^2$ ; 2 – выпадение  $^{137}\text{Cs}$  на почву  $>370 \text{ кБк}/\text{м}^2$  [3.56].

$^{137}\text{Cs}$  в молоке, так и его зависимость от типа почвы аналогичны этому в отношении естественного тра-востоя (см. рис. 3.26), пробы которого отбирались в мессах выпаса крупного рогатого скота.

Имеются аналогичные собранные за длительный период времени данные в отношении сравнения перехода  $^{137}\text{Cs}$  в говядину в Российской Федерации на различных типах почвы. Они также показывают более высокие темпы перехода на территориях с песчаными/суглинистыми почвами по сравнению с черноземными почвами (рис. 3.31); в течение прошлого десятилетия наблюдалось небольшое снижение темпов перехода  $^{137}\text{Cs}$ .

Долгосрочная динамика  $^{90}\text{Sr}$  в коровьем молоке, пробы которого отбирались в районах Российской Федерации с доминирующими дерново-подзолистыми и черноземными почвами (см. рис. 3.28), отличается от динамики  $^{137}\text{Cs}$ . Графи-

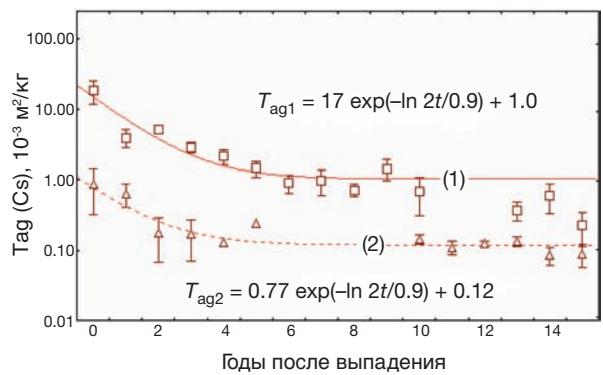


РИС. 3.31. Динамика совокупного коэффициента переноса  $^{137}\text{Cs}$  для говядины (1 – песчаные и песчано-суглинистые почвы; 2 – чернозем) [3.56].

ки по  $^{90}\text{Sr}$  в молоке не содержат начальную уменьшающуюся часть с экологическим периодом полуочищения около одного года, как показано на графиках по  $^{137}\text{Cs}$ , которые, как предполагается, отражают фиксацию цезия в матрице почвы. Напротив, концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в коровьем молоке постепенно уменьшается с экологическим периодом полуочищения в течение трех - четырех лет; второй компонент (если он присутствует) еще не определен. Физические и химические процессы, ответственные за эту динамику по времени, очевидно, включают диффузию и конвекцию с вертикальным переходом  $^{90}\text{Sr}$  в почву, а также его радиоактивный распад. Однако химические взаимодействия с компонентами почвы могут значительно отличаться от тех, которые характерны для цезия.

Путем объединения информации о переходе радионуклидов с данными о пространственных вариациях, имеющихся в географических информационных системах, становится возможным определить зоны, в которых, вероятно, будет превышена указанная средняя концентрация радионуклидов в молоке. Пример показан на рис. 3.32.

Значительные объемы производства в бывшем СССР ограничены выпасом частных коров на бедных естественных лугах. Вследствие малой производительности этих земель поглощение радиоактивного цезия относительно высоко по сравнению с землями, используемыми коллективными хозяйствами. В качестве примера разницы между этими системами ведения сельскохозяйственной деятельности на рис. 3.33 показаны изменения концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в молоке из личных подсобных хозяйств и коллективных хозяйств в Ровенской области Украины. Концентрации радионуклидов в молоке из личных хозяйств превышали уровни дейс-

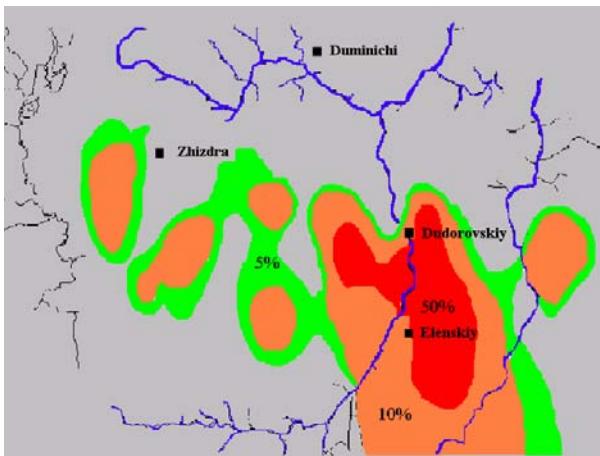


РИС. 3.32. Изолинии различных уровней вероятности превышения значения 100 Бк/л  $^{137}\text{Cs}$  в молоке (на 1991 год) в Калужской области [3.54]. Красным цветом обозначена высокая вероятность, розовым и зеленым – средняя и малая вероятность соответственно.

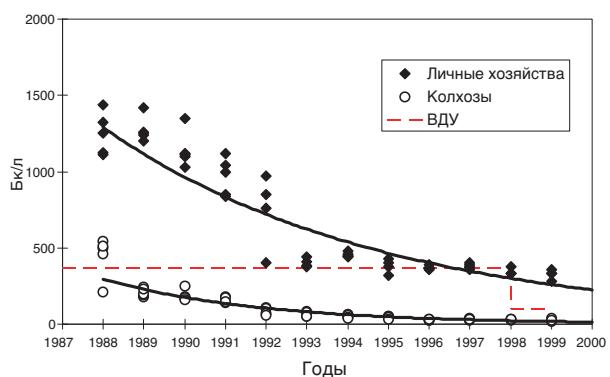


РИС. 3.33. Типичная динамика концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в молоке, произведенном в частных приусадебных хозяйствах и колхозах Ровенской области в Украине в сравнении с временным допустимым уровнем (ВДУ) [3.62].

твий до 1991 года, пока не были осуществлены контрмеры, приведшие к коренному улучшению.

### 3.3.5. Радиоактивное загрязнение пищевых продуктов в настоящее время и ожидаемые будущие тенденции

В таблице 3.6 обобщены данные измеренных в настоящее время (2000–2003 годы) концентраций радиоактивного цезия в зерне, картофеле, молоке и мясе, произведенных на сильно и менее сильно загрязненных территориях, охватывающих множество различных типов почвы с весьма различающейся радиоэкологической чувствительностью в Беларуси, Российской Федерации и Украине.

Концентрации цезия-137 всегда выше в продукции животноводства, чем в продукции растениеводства.

В настоящее время в результате природных процессов и сельскохозяйственных контрмер концентрации радиоактивного цезия в сельскохозяйственных пищевых продуктах, произведенных в загрязненных радиоактивными выпадениями в результате аварии на Чернобыльской АЭС районах обычно ниже национальных, региональных (ЕС) и международных уровней действий [3.64, 3.65]. Однако, на некоторых ограниченных участках с высоким уровнем загрязнения радионуклидами (в Гомельской и Могилевской областях Беларуси и Брянской области Российской Федерации) или на бедных органических почвах (в Житомирской и Ровенской областях Украины) концентрации радиоактивного цезия в пищевых продуктах, особенно в молоке, все еще превышают национальные уровни действий, равные 100 Бк/кг. В этих областях все еще могут требоваться реабилитационные мероприятия (см. раздел 4).

Загрязненное молоко принадлежащих частным владельцам коров с концентрациями  $^{137}\text{Cs}$ , превышающими 100 Бк/л (современный допустимый уровень для молока), производилось через 15 лет после аварии в более чем 400, 200 и 100 украинских, белорусских и российских населенных пунктах соответственно. Уровни радиоактивного загрязнения молока, превышающие 500 Бк/л, отмечены в шести украинских, пяти белорусских и пяти российских населенных пунктах (в 2001 году).

Концентрации и коэффициенты переноса в вышеупомянутых рисунках и таблицах показывают, что в течение прошлого десятилетия происходило лишь медленное сокращение концентраций радиоактивного цезия в большинстве пищевых продуктов растительного и животного происхождения. Это указывает на то, что радионуклиды в аграрных экосистемах должны быть близки к равновесному состоянию, хотя ожидается естественное уменьшение в зависимости от времени в результате продолжающейся миграции радионуклидов вниз по почвенному профилю и радиоактивного распада (даже в случае равновесия, установленного между  $^{137}\text{Cs}$ , находящимся в неустойчивых и устойчивых структурах почвы). Учитывая медленные нынешние темпы уменьшения и трудности в количественном определении долгосрочных эффективных периодов полуочищения на основе имеющихся в настоящее время данных из-за больших неопределенностей, не представляется возможным сделать вывод о том, будет ли происходить дальнейшее существенное уменьшение в течение следующих десятилетий

ТАБЛИЦА 3.6. СРЕДНИЕ ЗНАЧЕНИЯ И ДИАПАЗОН НЫНЕШНИХ КОНЦЕНТРАЦИЙ  $^{137}\text{Cs}$  В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ПРОДУКТАХ, ПРОИЗВОДИМЫХ В ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАЙОНАХ БЕЛАРУСИ [3.49], РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ [3.55] И УКРАИНЫ [3.63] (ДАННЫЕ УКАЗАНЫ В Бк/кг НА ЕДИНИЦУ ЖИВОГО ВЕСА ДЛЯ ЗЕРНА, КАРТОФЕЛЯ И МЯСА И В Бк/л ДЛЯ МОЛОКА)

Диапазон выпадений $^{137}\text{Cs}$ на почву	Зерно	Картофель	Молоко	Мясо
<i>Беларусь</i>				
>185 кБк/м <sup>2</sup> , (загрязненные районы Гомельской области)	30 (8–80)	10 (6–20)	80 (40–220)	220 (80–550)
37–185 кБк/м <sup>2</sup> , (загрязненные районы Могилевской области)	10 (4–30)	6 (3–12)	30 (10–110)	100 (40–300)
<i>Российская Федерация</i>				
>185 кБк/м <sup>2</sup> , (загрязненные районы Брянской области)	26 (11–45)	13 (9–19)	110 (70–150)	240 (110–300)
37–185 кБк/м <sup>2</sup> , (загрязненные районы Калужской, Тульской и Орловской областей)	12 (8–19)	9 (5–14)	20 (4–40)	42 (12–78)
<i>Украина</i>				
>185 кБк/м <sup>2</sup> , (загрязненные районы Житомирской и Ровенской областей)	32 (12–75)	14 (10–28)	160 (45–350)	400 (100–700)
37–185 кБк/м <sup>2</sup> , (загрязненные районы Житомирской и Ровенской областей)	14 (9–24)	8 (4–18)	90 (15–240)	200 (40–500)

помимо радиоактивного распада  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , периоды полураспада которых составляют около 30 лет.

Концентрации радионуклидов в пищевых продуктах могут увеличиться вследствие растворения топливных частиц, изменений в водном режиме в результате изменений в обращении с пустующими в настоящее время землями или прекращения применения контрмер.

### 3.4. ЛЕСНАЯ СРЕДА

#### 3.4.1. Радионуклиды в лесных массивах Европы

Лесные экосистемы явились одними из основных полуестественных экосистем, загрязненных в результате выпадения радиоактивных осадков из чернобыльского облака. Главную проблему в радиологическом плане представляет долгосрочное радиоактивное загрязнение лесной среды и лесных продуктов  $^{137}\text{Cs}$  вследствие его 30-летнего периода полураспада. В первые годы после загрязнения более короткоживущий изотоп  $^{134}\text{Cs}$  также представлял определенное значение. В лесных массивах другие радионуклиды, такие, как  $^{90}\text{Sr}$  и изотопы плутония, имеют ограниченное значение для людей, за исключением относительно небольших участков

в пределах и вокруг ЧЗО. В результате большая часть имеющихся экологических данных касается поведения  $^{137}\text{Cs}$  и связанных с ним доз облучения.

Во многих странах леса представляют собой источник хозяйственных, продовольственных и рекреационных ресурсов. На рисунке 3.34 показано

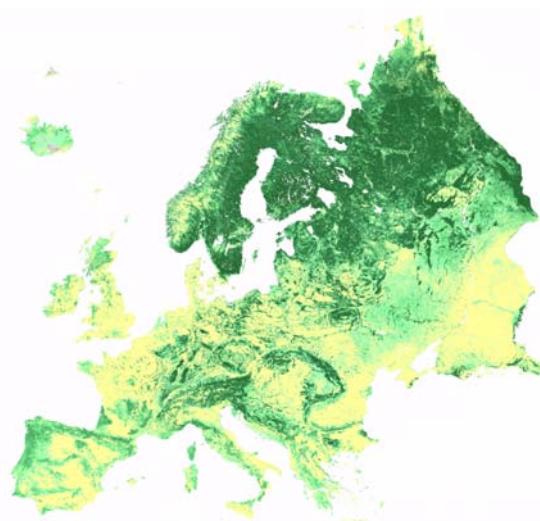


РИС. 3.34. Карта лесов Европы. Темно-зеленым цветом обозначены территории, 88% которых составляют леса, а жёлтым цветом территории, где леса занимают менее 10% площади [3.69].

широкое распространение лесных массивов на Европейском континенте. После аварии на Чернобыльской АЭС существенное радиоактивное загрязнение лесов произошло в Беларуси, Российской Федерации и Украине, а также в странах за границами бывшего СССР, особенно в Финляндии, Швеции и Австрии (см. рис. 3.5). Степень загрязнения лесных массивов  $^{137}\text{Cs}$  в этих странах составляла от  $>10 \text{ МБк}/\text{м}^2$  в некоторых районах до  $10-50 \text{ кБк}/\text{м}^2$ , причем диапазон этих концентраций оказался типичным для выпадений  $^{137}\text{Cs}$  в нескольких странах Западной Европы.

С момента аварии на Чернобыльской АЭС стало очевидно, что естественное очищение лесов проходит чрезвычайно медленно. Чистое удаление  $^{137}\text{Cs}$  из лесных экосистем составляло менее 1% в год [3.66, 3.67], поэтому, вероятно, что без техногенного вмешательства именно скорость физического распада  $^{137}\text{Cs}$  будет в значительной мере влиять на продолжительность воздействия чернобыльских выпадений на лесные массивы. Несмотря на то, что величина абсолютной естественной убыли  $^{137}\text{Cs}$  в лесах мала, рециркуляция радиоактивного цезия в лесных массивах является динамическим процессом, в рамках которого взаимообратные переходы между биотическими и абиотическими компонентами экосистемы происходят на сезонной или долгосрочной основе. Для содействия длительному долгосрочному лесопользованию требуется надежное понимание этих обменных процессов. В результате экспериментов и полевых измерений было получено много информации о таких процессах, и большая часть этих данных использовалась для разработки прогнозных математических моделей [3.68].

#### 3.4.2. Динамика радиоактивного загрязнения на первоначальной стадии

Расположенные вдоль траектории первого радиоактивного следа леса в СССР были загрязнены главным образом в результате сухого выпадения, в то время как в удаленных странах, таких, как Австрия и Швеция, произошло влажное выпадение, которое привело к появлению значительных горячих пятен радиоактивного загрязнения. Другие области СССР, например, Могилевская область в Беларуси, Брянская область и некоторых других областей Российской Федерации были также загрязнены выпадениями с дождями.

Кроны деревьев, особенно на лесных опушках, являются эффективными фильтрами всех видов атмосферных загрязнителей. Основным механизмом

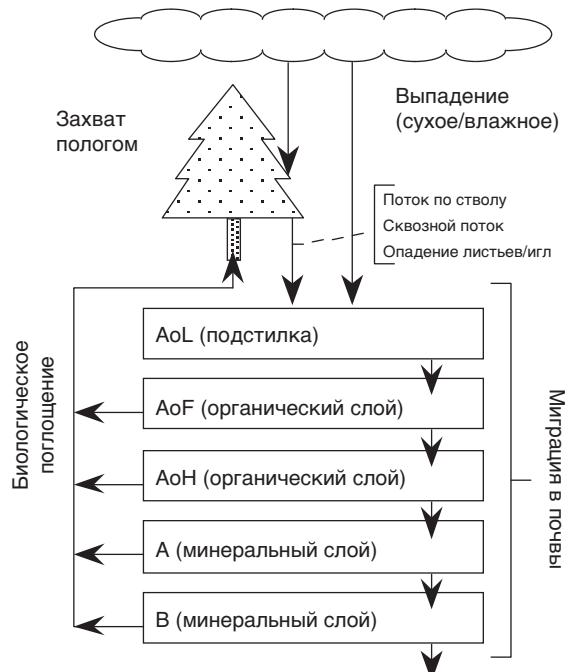


РИС. 3.35. Основные места накопления и потоки радионуклидов в загрязненных лесных экосистемах [3.70].

загрязнения деревьев после аварии на Чернобыльской АЭС являлся прямой захват радиоактивного цезия листовым пологом деревьев, на который пришлось от 60 до 90% первоначального выпадения [3.66]. В пределах 7-километрового радиуса вокруг реактора это привело к весьма высоким уровням загрязнения полога сосен, которые вследствие этого получили летальные дозы облучения от сложной смеси короткоживущих и долгоживущих радионуклидов, выброшенных во время аварии. Мощности дозы гамма-излучения в первые дни и недели после аварии в непосредственной близости от реактора превышали 5 МГр/час. Расчетная поглощенная гамма-доза в иголках сосен составляла 80–100 Гр. Этот небольшой участок лес стали называть "рыжий лес", поскольку деревья погибли и приобрели красновато-коричневый оттенок, который стал самым легко заметным эффектом радиационных повреждений организмов в этот районе (см. раздел 6).

В период от нескольких недель до месяцев после аварии загрязнение листовых пологов быстро сокращалось в результате промывки дождевой водой и самопроизвольного процесса опадания листьев и хвойного покрова (рис. 3.35). Также происходило поглощение радиоактивного цезия поверхностью листьев, хотя этот процесс было сложно прямо измерить. К концу лета 1986 года в листовых пологах оставалось около 15% первоначально выпавшего радиоактивного цезия, а к лету

1987 года эта цифра сократилась приблизительно до 5%. Следовательно, в этот период длительностью примерно в один год большая часть радиоактивного цезия перешла из листового полога в нижележащую почву.

Летом 1986 года загрязнение радиоактивным цезием продуктов лесного происхождения, таких, как грибы и ягоды, увеличилось, что привело к повышенному радиоактивному загрязнению диких лесных животных, например, оленей и лосей. В Швеции концентрации  $^{137}\text{Cs}$  у лосей превышали 2 кБк/кг живого веса, а у косуль они были еще выше [3.71].

### 3.4.3. Долгосрочная динамика поведения радиоактивного цезия в лесных массивах

Приблизительно через год после первоначального выпадения почва стала основным источником загрязнения радиоактивным цезием в лесах. Впоследствии деревья и растущие под ними растения подверглись радиоактивному загрязнению в результате поглощения корнями, которое продолжалось из-за миграции радиоактивного цезия в почву. Так же, как в случае калия, скорость циркуляции его аналога радиоактивного цезия с питательными веществами в лесах высока, и квазиравновесие достигается спустя несколько лет после атмосферного выпадения радиоактивных осадков [3.72]. Верхние, богатые органическими веществами слои почвы действуют в качестве долгосрочных стоков, но также и в качестве общего источника радиоактивного цезия, загрязняющего лесную растительность, хотя отдельные виды растений значительно отличаются в плане их способности накопления радиоактивного цезия из этого органического грунта (рис. 3.36).

Выход радиоактивного цезия из этой системы с дренажными (сточными) водами обычно ограничен вследствие его фиксации в слюдяных глинистых минералах [3.67]. Важная роль лесной растительности в рециркуляции радиоактивного цезия заключается в том, что она является частичным и времененным хранилищем радиоактивного цезия, особенно в многолетних древесных элементах, таких, как стволы и ветви деревьев, которые могут иметь большую биомассу. Однако часть радиоактивного цезия, взятая растительностью из почвы, ежегодно совершают повторный цикл в результате выщелачивания и игло/листопада, приводя к длительной биологической доступности радиоактивного цезия в поверхностном слое почвы. Сохраняющиеся объемы

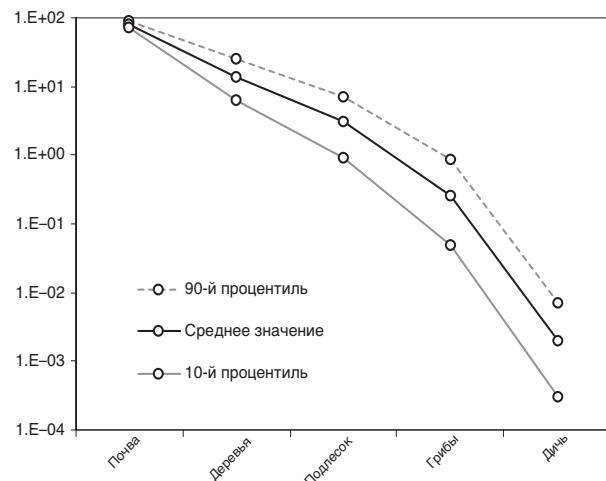


РИС. 3.36. Расчетное процентное распределение радиоактивного цезия в определенных элементах хвойных лесных экосистем [3.73].

радиоактивного цезия в стоячей биомассе лесов составляют приблизительно 5% суммарной активности в лесных экосистемах умеренного климата, причем большая часть его активности сконцентрирована в деревьях.

Вследствие биологической рециркуляции и сохранения радиоактивного цезия, его миграция в лесных почвах ограничена, и большая часть загрязнения долго находится в верхних органических горизонтах почвы (рис. 3.37). Однако происходит и медленная нисходящая миграция радиоактивного цезия, хотя темпы этой миграции в значительной степени различаются в зависимости от типа почвы и климатических условий.

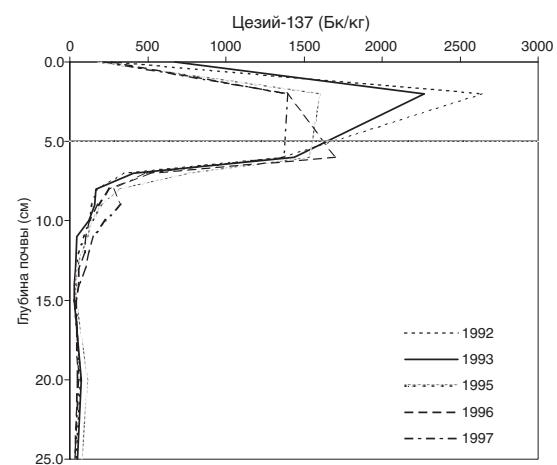


РИС. 3.37. Почвенные профили радиоактивного цезия в сосновом лесу около Гомеля в Беларусь с 1992 по 1997 годы [3.74]. Горизонтальная линия обозначает границу между слоями органической и минеральной почвы.

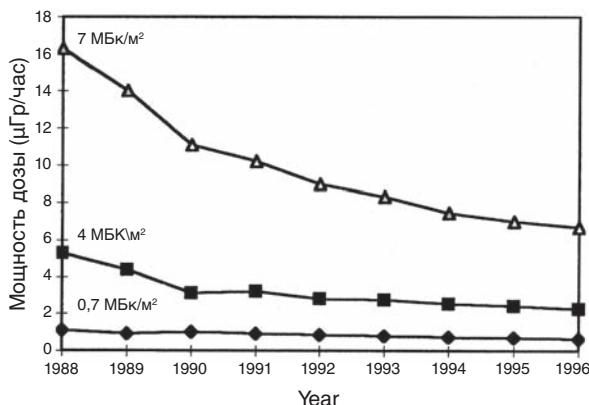


РИС. 3.38. Уровни мощности дозы гамма-излучения в воздухе в трех различных участках леса с различными уровнями выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на почву в Брянской области Российской Федерации, 150 км к северо-востоку от Чернобыльской АЭС [3.77].

Гидрологический режим лесных почв является важным фактором, регулирующим перенос радионуклидов в лесных экосистемах [3.75]. В зависимости от гидрологического режима  $T_{\text{ag}}$  радиоактивного цезия для деревьев, грибов, ягод и кустарника может различаться более чем на три порядка. Минимальные значения  $T_{\text{ag}}$  были обнаружены в автоморфных (сухих) лесах и почвах, сложившихся на ровных наклонах в условиях свободного стока с поверхности. Максимальные значения  $T_{\text{ag}}$  характерны для гидроморфных лесов, сложившихся под воздействием длительного застоя поверхностных вод. Среди других факторов, влияющих на перенос радионуклидов в лесах, важно отметить распределение корневых систем (mycelia) в почвенных разрезах и способность различных растений к накоплению радиоактивного цезия [3.76].

Вертикальное распределение радиоактивного цезия в почве значительно влияет на динамику его поглощения травянистыми растениями, деревьями и грибами. Это также влияет на изменение мощности дозы внешнего гамма-облучения в зависимости от времени. Верхние слои почвы представляют собой дополнительную защиту от излучения, поскольку пик радиоактивного загрязнения мигрирует вниз (рис. 3.38). Самый быстрый нисходящий вертикальный переход наблюдался в гидроморфных лесах [3.75].

После того, как леса подверглись загрязнению радиоактивным цезием, любое его дальнейшее перераспределение ограничено. Процессы маломасштабного перераспределения включают вторичное взвешивание [3.78], пожары [3.79] и эрозию/сток, но в результате любого из этих процессов вряд ли

может возникнуть какая-либо значительная миграция радиоактивного цезия за пределы мест первоначального выпадения.

#### 3.4.4. Поступление в съедобные продукты

Съедобные лесные продукты включают грибы, плоды и мясо диких животных. В лесах, затронутых чернобыльскими выпадениями, радиоактивному загрязнению подверглись все эти продукты. Наивысшие уровни загрязнения радиоактивным цезием наблюдались в грибах вследствие их большой способности к накоплению некоторых минеральных питательных веществ и радиоактивного цезия. Грибы являются общим и значительным источником продовольствия во многих подвергшихся воздействию странах, особенно в странах бывшего СССР. Изменения по времени уровней загрязнения грибов отражают степень биодоступности  $^{137}\text{Cs}$  в различных соответствующих источниках питания, используемых различными видами грибов.

Некоторые виды грибов для питания используют конкретные слои почвы, и динамика радиоактивного загрязнения таких видов связана с уровнями загрязнения этих слоев [3.80]. Высокие уровни радиоактивного загрязнения в некоторых видах грибов отражают высокие коэффициенты переноса из почвы в грибы. Однако эти коэффициенты переноса ( $T_{\text{ag}}$ ) также значительно изменяются и могут колебаться в пределах от 0,003 до 7 м<sup>2</sup>/кг (т.е. примерно в 2000 раз [3.81]). Имеются значительные различия в накоплении радиоактивного цезия в различных видах грибов (см. рис. 3.39) [3.82]. В целом сапрофиты и растущие на древесине грибы, такие, как опенки настоящие (*Armillaria mellea*), имеют низкий уровень радиоактивного загрязнения, в то время как грибы, входящие в симбиоз с корнями деревьев (микоризные грибы, такие, как *Xerocomus* и *Lactarius*) обладают высоким уровнем поглощения. Степень изменчивости радиоактивного загрязнения грибов показана на рис. 3.40, в котором также можно проследить тенденцию медленного уменьшения загрязнения в течение 1990-х годов.

Радиоактивное загрязнение грибов в лесах часто намного выше, чем загрязнение лесных ягод, например, черники. Это находит отражение в значениях  $T_{\text{ag}}$  для лесных ягод, которые лежат в диапазоне от 0,02 до 0,2 м<sup>2</sup>/кг [3.81]. Благодаря обычно более низким уровням содержания радиоактивного цезия и относительному потребляемому объему, лесные ягоды представляют собой меньшую радиологическую опасность для людей, чем грибы. Однако оба

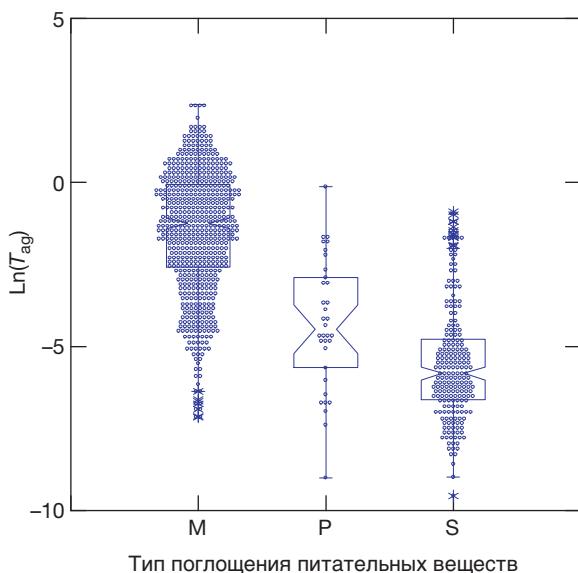


РИС. 3.39. Изменение логарифма  $T_{ag}$  у грибов с различным типом поглощения питательных веществ [3.82]. M - микоризный, P - паразитический, S - сапротрофический типы поглощения питательных веществ.

этих продукта являются значительной частью рациона питания травоядных животных и поэтому открывают второй путь облучения людей через потребление мяса диких животных. Мясо питающихся в лесных и других полуселевых экосистемах животных часто содержит высокие уровни радиоактивного цезия. К числу таких животных относятся дикие кабаны, косули, лоси и северные олени, но

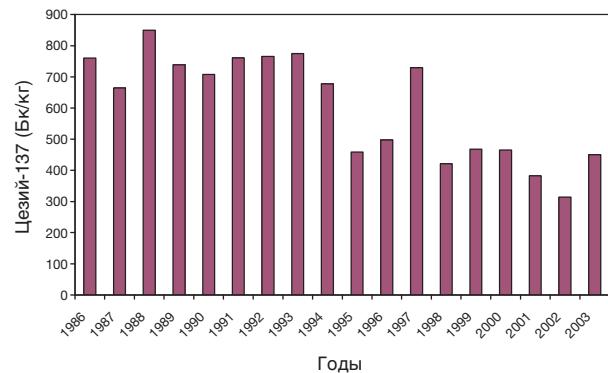


РИС. 3.41. Средняя концентрация  $^{137}\text{Cs}$  у лосей в одном из охотничьих угодий в Швеции на основе примерно 100 животных в год [3.83].

также и домашние животные, например, крупный рогатый скот и овцы, которые могут пасть на лесных опушках.

Большая часть данных о загрязнении диких охотничьих животных, таких, как олени и лоси, была получена из западноевропейских стран, в которых охота и потребление дичи - обычное явление. Значительные сезонные колебания содержания радиоактивного цезия в теле этих животных проявляются вследствие сезонного наличия пищи, такой, как грибы и лишайники, причем последний имеет особую важность, будучи одним из компонентов рациона питания северного оленя. Полезные измерения временного ряда были получены из скандинавских стран и Германии. На рис. 3.41 показан

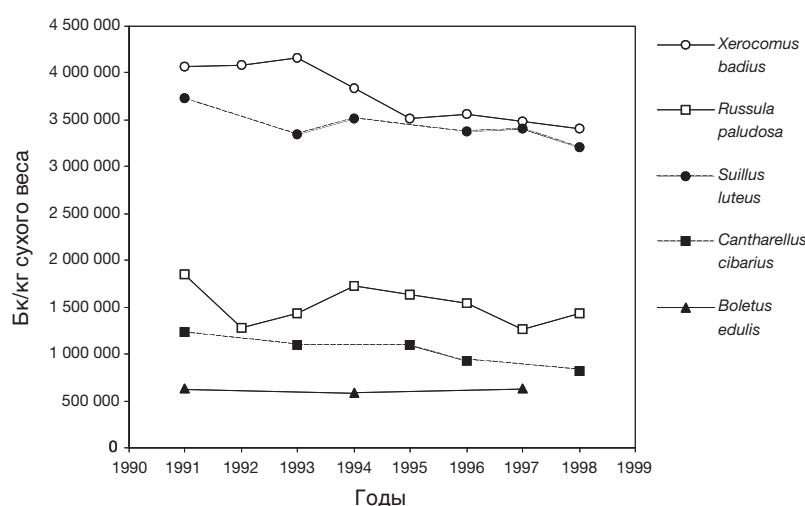


РИС. 3.40. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг сухого веса) в отдельных видах грибов, собранных в сосновом лесу в Житомирской области Украины приблизительно в 130 км к юго-западу от Чернобыльской АЭС. Активность  $^{137}\text{Cs}$  на почве на этом участке в 1986 году составляла 555 кБк/м<sup>2</sup>. Из [3.68].

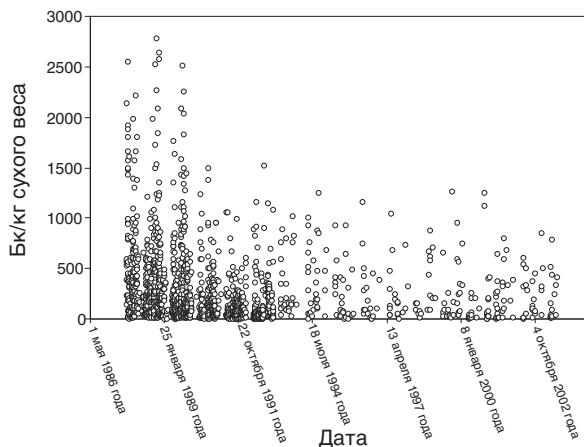


РИС. 3.42. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в мышечной ткани косуль (*Capreolus capreolus*) в лесу недалеко от Bad Waldsee, Южная Германия. Общее выпадение  $^{137}\text{Cs}$  на этом участке в 1986 году составляло  $27 \text{ кБк/м}^2$  [3.84].

полный временной ряд средней годовой активности радиоактивного цезия в организме лосей с 1986 по 2003 год на одном из охотничьих угодий в Швеции, а на рис. 3.42 показаны отдельные измерения концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в мышечных тканях косули в южной Германии. Основным фактором радиоактивного загрязнения диких охотничьих животных, и косули в частности, является высокая концентрация радиоактивного цезия в грибах. Значения  $T_{\text{ag}}$  у лосей варьируют от 0,006 до  $0,03 \text{ м}^2/\text{кг}$  [3.81]. Среднее значение  $T_{\text{ag}}$  у лосей в Швеции снижается после периода высокого первоначального радиоактивного загрязнения, что указывает на то, что экологический период полуочищения радиоактивного цезия у лосей составляет менее 30 лет (т.е. меньше, чем период физического полураспада  $^{137}\text{Cs}$ ).

### 3.4.5. Радиоактивное загрязнение древесины

Большинство подвергшихся воздействию чернобыльской аварии лесных массивов в Европе и бывшем СССР было засажено и предназначено для производства лесоматериалов. Экспорт загрязненных лесоматериалов и их последующая обработка и использование могут привести к получению доз облучения людьми, которые обычно не получили бы их собственно в лесу. Степень перехода радиоактивного цезия из лесных почв в древесину является довольно низкой; совокупные коэффициенты переноса варьируют от 0,0003 до  $0,003 \text{ м}^2/\text{кг}$ . Поэтому лесоматериалы (древесина), идущие на производство мебели или облицовку стен и полов зданий, вряд ли приведут к возникновению значительного

радиационного облучения людей, использующих эту продукцию [3.85]. Однако при изготовлении потребительских товаров, например, бумаги, образуются жидкие и твердые отходы, которые могут быть в значительной степени загрязнены радиоактивным цезием. Обращение с этими отходами работников целлюлозно-бумажных комбинатов может привести к облучению лиц, работающих в этой отрасли [3.86].

Использование других частей деревьев (иглы, кора и ветви) для сжигания может привести к проблеме утилизации радиоактивной древесной золы. В последние годы объемы этой деятельности увеличились в связи с ростом биотопливных технологий в скандинавских странах, и проблема содержания радиоактивного цезия в древесной золе приобрела определенное значение, поскольку концентрация радиоактивного цезия в золе в 50–100 раз выше, чем в сырьевой древесине. Для местных пользователей дров на загрязненных территориях накопление золы в жилищах и/или приусадебных участках может также привести к внешнему облучению гамма-излучением радиоактивного цезия [3.85].

### 3.4.6. Ожидаемые будущие тенденции

Большая работа была проделана в отношении разработки математических моделей, в ходе которой использовался большой массив данных измерений загрязнения радиоактивным цезием в лесах с 1986 года [3.68]. Эти модели полезны с точки зрения улучшения нашего понимания того, как чернобыльское загрязнение ведет себя в лесных экосистемах. Кроме того, они могут также использоваться для составления прогнозов будущих тенденций в отношении радиоактивного загрязнения, что может содействовать принятию решений о будущем обустройстве загрязненных территорий.

Прогнозные модели поведения радиоактивного цезия в лесных массивах предназначаются для количественного определения его потоков и распределения в экосистеме по времени. Прогнозы могут делаться для конкретных экологических систем, таких, как древесина деревьев и съедобные продукты, например, грибы. На рисунках 3.43 и 3.44 показаны примеры таких прогнозов, полученных с использованием целого ряда моделей. На рисунке 3.43 показан прогноз эволюции активности радиоактивного цезия в древесине для двух различных типов лесной экосистемы с двумя возрастными классами деревьев. Это иллюстрирует важность грунтовых условий и стадии развития деревьев во время выпадений для контроля радиоактивного загрязнения заготавливаемой древесины. На

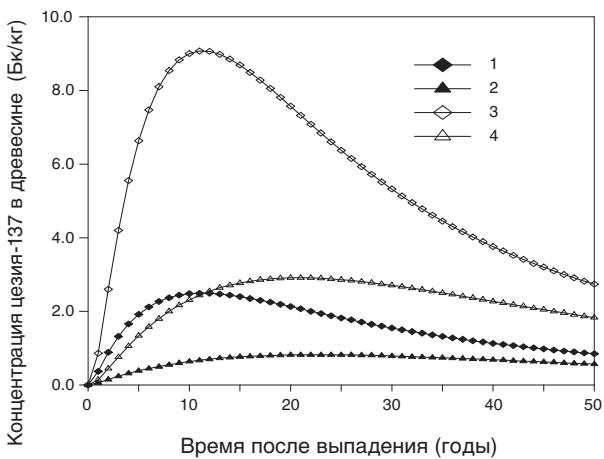


РИС. 3.43. Прогноз концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в древесине для различных типов лесной почвы и возрастов деревьев, рассчитанный с использованием компьютерной модели FORESTLAND при выпадении 1 кБк/м<sup>2</sup> [3.87]. 1, 2 – автоморфная почва, 3, 4 – полугидроморфная почва, 1, 3 – первоначальный возраст 20 лет, 2, 4 – первоначальный возраст 80 лет.

рисунке 3.44 приводится сводка 50-летних прогнозов в отношении сосновых лесов в Житомирской области Украины, приблизительно 130 км к юго-западу от Чернобыля. На рисунке показана степень вариабельности прогнозов, сделанных с помощью 11 различных моделей, а также собственная вариабельность данных, собранных на отдельном лесном участке. Неопределенность в данных мониторинга и моделей затрудняет задачу прогнозирования будущих тенденций радиоактивного загрязнения лесных массивов.

#### 3.4.7. Пути распространения радиационного облучения, связанные с лесами и продуктами леса

Загрязненные лесные массивы могут привести к радиационному облучению работников лесного хозяйства и смежных отраслей промышленности, а также лиц из состава населения. Работники лесного хозяйства подвергаются прямому облучению в течение рабочего времени вследствие присутствия радиоактивного цезия в древесном пологе и верхних слоях почвы. Таким же образом лица из состава населения могут подвергнуться внешнему облучению от лесоматериалов, например мебели или деревянных полов, но, кроме того, они могут подвергаться воздействию в результате потребления дичи, диких грибов и ягод, содержащих радиоактивный цезий. Лесные опушки могут также использо-

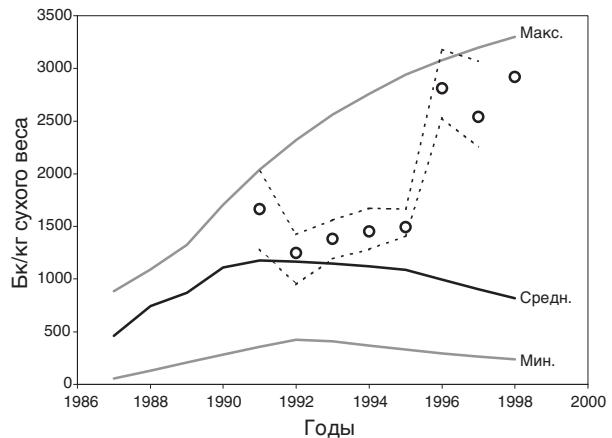


РИС. 3.44. Сводные прогнозы загрязнения соснового леса  $^{137}\text{Cs}$  в Житомирской области Украины, сделанные с использованием 11 моделей в рамках программы МАГАТЭ BIOMASS. Поверхностная активность почвы  $^{137}\text{Cs}$  составляла около 555 кБк/м<sup>2</sup>. Max, Median и Min обозначают максимальное, среднее и минимальное значения объединенных модельных прогнозов соответственно. Точки обозначают средние значения измеренных величин, а пунктирная линия обозначает максимальные и минимальные значения измеренных величин [3.88].

ваться для выпаса домашних животных, таких, как крупный рогатый скот и овцы. Это может привести к радиоактивному загрязнению молока этих животных и к воздействию на человека в результате потребления молочных продуктов и мяса. Еще один путь облучения образуется в результате сбора и использования дров для бытовых целей. Это может привести к облучению, как в доме, так и на приусадебном участке, если древесная зола используется в качестве бытового удобрения. Кроме того, промышленное использование продуктов лесного происхождения для производства энергии может привести к облучению работников и лиц из состава населения. Количественные данные о дозах облучения человека, связанных с лесными массивами и продуктами лесного происхождения, приводятся в [3.85] и в разделе 6 настоящего доклада.

Другой ряд важных путей облучения образуется в результате сбора, обработки и использования древесины и лесоматериалов на загрязненных лесных территориях. Древесина и лесоматериалы становятся источниками потенциального облучения сразу после того, как они вывозятся из лесов, часто на значительные расстояния и иногда за границы государства. Относительная важность этих путей облучения была оценена и определена в количественном выражении [3.85].

## 3.5. РАДИОНУКЛИДЫ В ВОДНЫХ СИСТЕМАХ

### 3.5.1. Введение

Радиоактивные материалы чернобыльской аварии оказали воздействие на системы поверхностных вод во многих частях Европы. Однако большинство радиоактивных осадков выпало в водосбор реки Припять, которая составляет важный компонент системы Днепра и днепровских водохранилищ, одной из наиболее крупных систем поверхностных вод в Европе [3.13]. Поэтому после аварии особую озабоченность вызывало радиоактивное загрязнение источников водоснабжения этой области вдоль водохранилищ Днепровского каскада, спускающегося на расстояние около 1000 км к Черному морю (см. рис. 3.6–3.9). Другие большие речные системы Европы, такие, как Рейн и Дунай, также подверглись выпадению радиоактивных осадков, хотя уровни радиоактивного загрязнения в этих реках не были значительными с радиологической точки зрения [3.5, 3.6].

Первоначальные концентрации радионуклидов в речной воде в некоторых районах Беларуси, Российской Федерации и Украины были относительно высокими по сравнению с другими европейскими реками и с нормами безопасного содержания радионуклидов в питьевой воде. Это радиоактивное загрязнение было обусловлено прямым выпадением радиоактивных осадков на поверхности рек и стоком загрязнения из водосборных площадей. Во время первых нескольких недель после аварии концентрации радионуклидов в речных водах быстро уменьшились в результате физического распада короткоживущих изотопов и абсорбции радионуклидов грунтами водосборов, а также образования донных осадков. В более долгосрочном плане долгоживущие  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  составляли основной компонент радиоактивного загрязнения водных экосистем. Хотя уровни этих радионуклидов в реках были низкими после начального пика значений, временное повышение концентраций радионуклидов во время паводков на реке Припять вызывало серьезные проблемы в районах, в которых использовалась вода из водохранилищ Днепровского каскада.

Озера и водохранилища были загрязнены выпадением радиоактивных осадков на поверхность воды и переносом радионуклидов из окружающих водосборных площадей. Концентрации радионуклидов в воде водохранилищ и озер со значительным притоком и оттоком воды (системы открытых озер) быстро уменьшились. В некоторых случаях, однако, концентрации радиоактивного цезия в озерах сохра-

нялись на относительно высоком уровне из-за стока воды с органических грунтов водосборных площадей. Кроме того, внутренний круговорот радиоактивного цезия в системах закрытых озер (т.е. озер с небольшим притоком и оттоком воды) приводил к намного более высоким концентрациям в воде и водной биоте таких озер, чем те, которые обычно наблюдались в открытых озерах и реках.

Бионакопление радионуклидов (в особенности радиоактивного цезия) в рыбе в результате привело к таким концентрациям (как в большинстве наиболее пострадавших районов, так и в Западной Европе), которые в некоторых случаях значительно превышали допустимые уровни для потребления [3.89–3.94]. В некоторых озерах Беларуси, Российской Федерации и Украины эти проблемы остаются актуальными и в настоящее время и могут продолжаться в обозримом будущем. Пресноводная рыба является важным источником питания многих жителей загрязненных регионов. В Днепровском каскаде в Украине промысловые рыболовецкие артели вылавливают более 20 000 т рыбы в год. В некоторых районах Западной Европы, особенно Скандинавии, концентрации радиоактивного цезия в рыбе все еще относительно высоки [3.95].

Черное море и Балтийское море являются ближайшими к Чернобылю морским системами, обе они находятся в нескольких сотнях километров от площадки АЭС. После аварии на Чернобыльской АЭС интенсивно изучались вопросы радиоактивности воды и рыбы этих морей. Поскольку в среднем выпадения в эти моря были относительно низкими, и вследствие большого разбавления в морских системах величины концентрации радионуклидов были намного ниже, чем в пресноводных системах [3.96].

### 3.5.2. Радионуклиды в поверхностных водах

#### 3.5.2.1. Распределение радионуклидов между растворенной фазой и частицами

Удержание выпавших радионуклидов грунтами водосборных площадей и речными и озерными донными отложениями играет важную роль в их последующем переносе в водных системах. Доля радионуклида, которая адсорбируется взвешенными частицами (что в значительной степени изменчиво в поверхностных водах), серьезно влияет как на его перенос, так и на его бионакопление. Большая часть  $^{90}\text{Sr}$  находится в растворенной фазе (0,05–5% в твердой фазе), но в ближней зоне значительная часть радиоактивного стронция выпала в форме топлив-

ных частиц. Почвы ЧЗО сильно загрязнены  $^{90}\text{Sr}$  (см. рис. 7.7), и часть его смывается во время половодья, когда низины затопляются.

В реке Припять в течение первых десяти лет после аварии приблизительно 40-60% радиоактивного цезия находились в форме частиц [3.97], но в других системах [3.98] эта доля варьирует от 4% до 80% в зависимости от состава и концентрации взвешенных частиц и водохимического режима. Тонкодисперсная глина и частицы ила поглощают радиоактивный цезий более эффективно, чем более крупные, менее реактивные частицы песка. Песчаные русла рек даже поблизости от реактора не подверглись значительному загрязнению, но радиоактивный цезий в мелких частицах переносился на относительно большие расстояния. Осаждение мелких частиц в глубоких местах Киевского водохранилища привело к высоким уровням радиоактивного загрязнения донных отложений [3.99].

Измерения распределения радионуклидов в растворенной фазе и в форме частиц в воде реки Припять показали, что сила адсорбции взвешенными частицами увеличивается в следующем порядке:  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , трансуранные элементы ( $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) [3.100]. Существует возможность того, что естественные органические коллоидные растворы могут определять стабильность трансуранных элементов в поверхностных водах и в их переносе из загрязненной почвы; такие коллоидные растворы менее эффективны в отношении  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  [3.101].

Обычно в морских системах низкие сорбционные свойства частиц и высокие концентрации конкурирующих ионов (т.е. более высокая засоленность) указывают на то, что сорбция радионуклидов частицами менее значима, чем в пресных водах. В Балтийском море после аварии на Чернобыльской АЭС менее 10%  $^{137}\text{Cs}$  было адсорбировано частицами, и в

среднем абсорбируемая доля частиц составляла около 1% [3.102, 3.103]. В Черном море доля  $^{137}\text{Cs}$  в форме частиц составляла менее 3% [3.96].

### 3.5.2.2. Радиоактивность в реках

Первоначальные концентрации радионуклидов в реках около Чернобыля (Припять, Тетерев, Ирпень и Днепр) в значительной мере являлись результатом их прямого осаждения на речной поверхности. Наивысшие концентрации радионуклидов наблюдались в реке Припять в Чернобыле, где концентрация  $^{131}\text{I}$  доходила до 4440 Бк/л (таблица 3.7). Во всех водоемах уровни радиоактивности в течение первых нескольких недель быстро уменьшились в результате распада короткоживущих изотопов и абсорбции нуклидов грунтами водосборных площадей и речными донными отложениями.

В течение долгого времени после выпадения радиоактивных осадков относительно долгоживущие  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , оставшиеся в грунте водосборных площадей, медленно переходят в речную воду в результате эрозии частиц грунта и десорбции из грунта. Темпы перехода определяются влиянием степени почвенной эрозии, силой фиксации радионуклида в грунте водосборных площадей и его миграции вниз по почвенному профилю. Примеры временного ряда концентраций  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде реки Припять около Чернобыля показаны на рис. 3.45.

После аварии на Чернобыльской АЭС в пределах зоны отчуждения и на основных реках были созданы станции мониторинга воды с целью определения концентраций радионуклидов и их суммарных потоков. Измерения, проведенные на этих станциях, позволяют сделать оценку радионуклидных потоков  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в ЧЗО и из нее. Со временем

ТАБЛИЦА 3.7. МАКСИМАЛЬНЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ (В РАСТВОРЕНОЙ ФАЗЕ), ИЗМЕРЕННЫЕ В РЕКЕ ПРИПЯТЬ В ЧЕРНОБЫЛЕ [2.91, 2.104, 2.105]

Радионуклид	Макс. конц. в реке Припять, Бк/л	Радионуклид	Макс. конц. в реке Припять, Бк/л
$^{137}\text{Cs}$	1591	$^{106}\text{Ru}$	271
$^{134}\text{Cs}$	827	$^{144}\text{Ce}$	380
$^{131}\text{I}$	4440	$^{141}\text{Ce}$	400
$^{90}\text{Sr}$	30	$^{95}\text{Zr}$	1554
$^{140}\text{Ba}$	1400	$^{95}\text{Nb}$	420
$^{99}\text{Mo}$	670	$^{241}\text{Pu}$	33
$^{103}\text{Ru}$	814	$^{239+240}\text{Pu}$	0,4

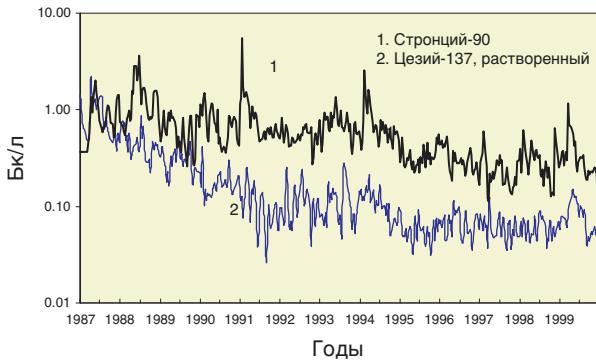


РИС. 3.45. Месячные усредненные концентрации  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в реке Припять около Чернобыля [3.106].

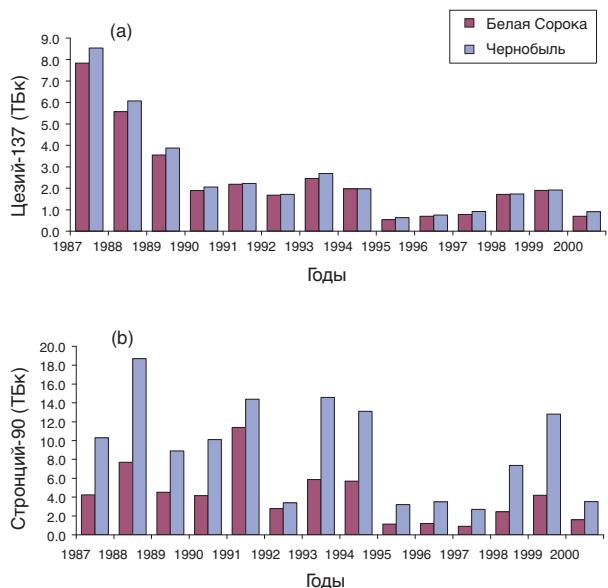


РИС. 3.46. Годовые потоки  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в реке Припять у Белой Сороки около белорусско-украинской границы (на входе в ЧЗО) и вниз по течению от Чернобыля (на выходе из ЧЗО) [3.107].

миграция  $^{137}\text{Cs}$  заметно уменьшилась и показывает относительно небольшое изменение значений во всех направлениях вокруг ЧЗО (см. рис. 3.46 а).

Напротив, трансграничная миграция  $^{90}\text{Sr}$  ежегодно колебалась в зависимости от степени ежегодных затоплений берегов Припяти (рис. 3.46 б). Существует также значительный поток из ЧЗО — концентрации в потоках вниз по течению из этой зоны намного выше, чем вверх по течению. Однако, следует отметить, что степень вымывания радионуклидов речной системой составляет лишь очень небольшую долю их общих объемов, содержащихся в водосборных площадях.

Аналогичные темпы снижения концентраций  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  наблюдались в различных реках вблизи

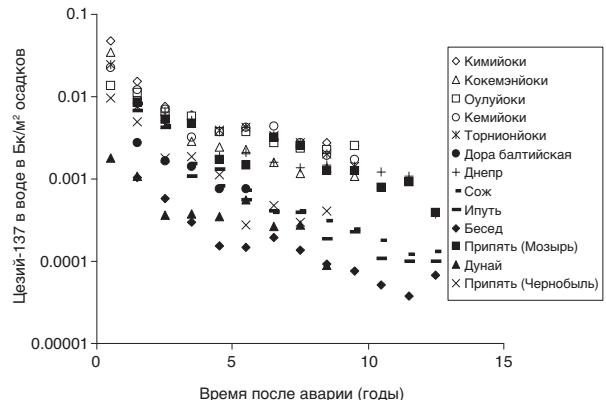


РИС. 3.47. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в различных реках на единицу выпадения [3.109-3.111].

Чернобыльской АЭС и в реках Западной Европы [3.108]. Измерения концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в различных европейских реках (рис. 3.47) указывают на разброс приблизительно в 30 раз, даже с учетом различий в объемах выпадения радиоактивных осадков. В небольших водосборах [3.67, 3.112, 3.113] грунты с высоким содержанием органических веществ (особенно насыщенные торфяные грунты) выделяли почти на порядок больше радиоактивного цезия в поверхностные воды, чем некоторые минеральные грунты. Поэтому в реках Финляндии с большими участками влажных органических грунтов в водосборе концентрации радиоактивного цезия (на единицу радиоактивных выпадений) выше, чем в реках с преимущественно минеральными грунтами в водосборах [3.109, 3.111].

### 3.5.2.3. Радиоактивность в озерах и водохранилищах

На пострадавших территориях Беларуси, Российской Федерации и Украины множество озер были значительно загрязнены радионуклидами. В большинстве озер радионуклиды в течение первых дней или недель после выпадения радиоактивных осадков были достаточно перемешаны в озерных водах. В глубоких озерах, таких, как Цюрихское озеро (средняя глубина 143 м), однако, для полного вертикального перемешивания требуется несколько месяцев [3.114]. В некоторых областях Северной Европы во время аварии озера еще были покрыты льдом, и максимальные концентрации радионуклидов в озерных водах были отмечены только после того, как лед растаял.

Выпавшие на водные поверхности озер или водохранилищ радионуклиды удаляются путем водооттока и переноса в донные отложения. Как и

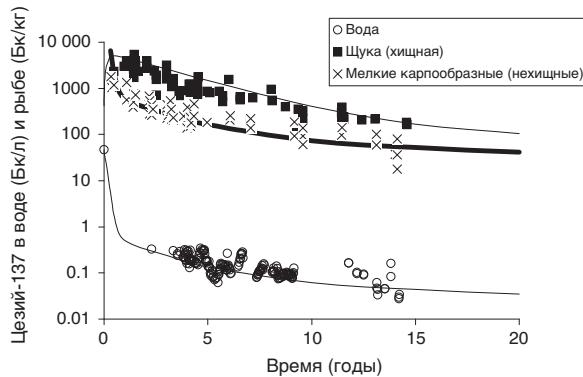


РИС. 3.48. Временной ряд  $^{137}\text{Cs}$  в озере Vorsee, (Германия) [3.93].

реках, концентрации радиоактивного цезия в озерах в течение первых недель и месяцев после выпадения радиоактивных осадков снижались относительно быстро. После этого в течение ряда лет темпы снижения замедлились, поскольку происходила более интенсивная фиксация радиоактивного цезия грунтами водосборных площадей и озерными донными отложениями, а также его миграция в более глубокие слои грунта и отложений. Рисунок 3.48 иллюстрирует изменение по времени концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в озерах на примере измерений, произведенных в Vorsee, небольшом мелком озере в Германии.

Радиоактивность в озера поступает также в результате переноса радионуклидов из загрязненных грунтов водосборных площадей. В более долгосрочном плане (на втором этапе) концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в озере Vorsee оставались намного выше, чем в большинстве других озер вследствие поступления  $^{137}\text{Cs}$  из органических грунтов водосборных площадей и его перемещения из донных отложений (рис. 3.48 [3.93]). В озере Devoke (Соединенное Королевство) концентрации в воде поступающего из органических грунтов водосборных площадей радиоактивного цезия удерживались на уровне, который был приблизительно на порядок выше, чем в ближайших озерах с минеральными грунтами водосборных площадей [3.112]. В некоторых случаях в озерах Западной Европы с органическими грунтами водосборных площадей концентрации в воде и рыбе были аналогичны тем, которые наблюдались в гораздо более загрязненных районах Беларуси и Украины.

Долгосрочное радиоактивное загрязнение может также являться результатом перемещения радионуклидов из донных отложений [3.115]. В некоторых мелких озерах, в которых нет значительного поверхностного притока и оттока воды, донные отложения играют главную роль в регулировании

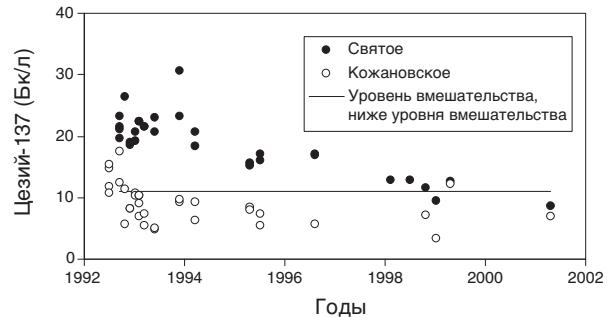


РИС. 3.49. Динамика концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в водах озер Святое и Кожановское (Российская Федерация), около 200 км от Чернобыля [3.118].

концентраций радионуклидов в воде. Такие озера называются “закрытыми” озерами [3.105, 3.116]. Сильно загрязненные водоемы в подвергшихся воздействию районах вокруг Чернобыля – это закрытые озера в пойме Припяти в пределах ЧЗО. В 1991 году концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в этих озерах составляли до 74 Бк/л (озеро Глубокое), а концентрации  $^{90}\text{Sr}$  - от 100 до 370 Бк/л в шести из 17 исследованных водоемов [3.105]. Через семнадцать лет после аварии все еще наблюдались относительно высокие концентрации радионуклидов в закрытых озерах в ЧЗО [3.117] и на весьма больших расстояниях от реактора; например, в 1996 году в озерах Кожановское и Святое в Брянской области Российской Федерации (около 200 км из Чернобыля) содержалось 0,6–1,5 Бк/л  $^{90}\text{Sr}$  и 10–20 Бк/л  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 3.49). Концентрации радионуклидов в воде были выше, чем во многих озерах около Чернобыля в результате перемещения из отложений в этих закрытых озерах [3.116]. Для сравнения показан действующий в России уровень вмешательства для питьевой воды, равный 11 Бк/л по  $^{137}\text{Cs}$  [3.119].

a) Водоем-охладитель Чернобыльской АЭС

Площадь водоема-охладителя ЧАЭС составляет приблизительно  $23 \text{ км}^2$  и он содержит около  $149 \times 10^6$  воды. Он расположен между бывшей Чернобыльской АЭС и рекой Припять. Общий запас радионуклидов в водоеме составляет более 200 ТБк (приблизительно 80% - это  $^{137}\text{Cs}$ , 10% -  $^{90}\text{Sr}$ , 10% -  $^{241}\text{Pu}$  и менее 0,5 % приходится на каждый из следующих изотопов -  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$ ), причем большая часть активности содержится в глубоких отложениях. Годовой поток  $^{90}\text{Sr}$  из водоема-охладителя через подземные воды в Припять по оценкам недавнего исследования составлял 0,37 ТБк [3.120]. Это в 10–30 раз меньше общих годовых потоков  $^{90}\text{Sr}$

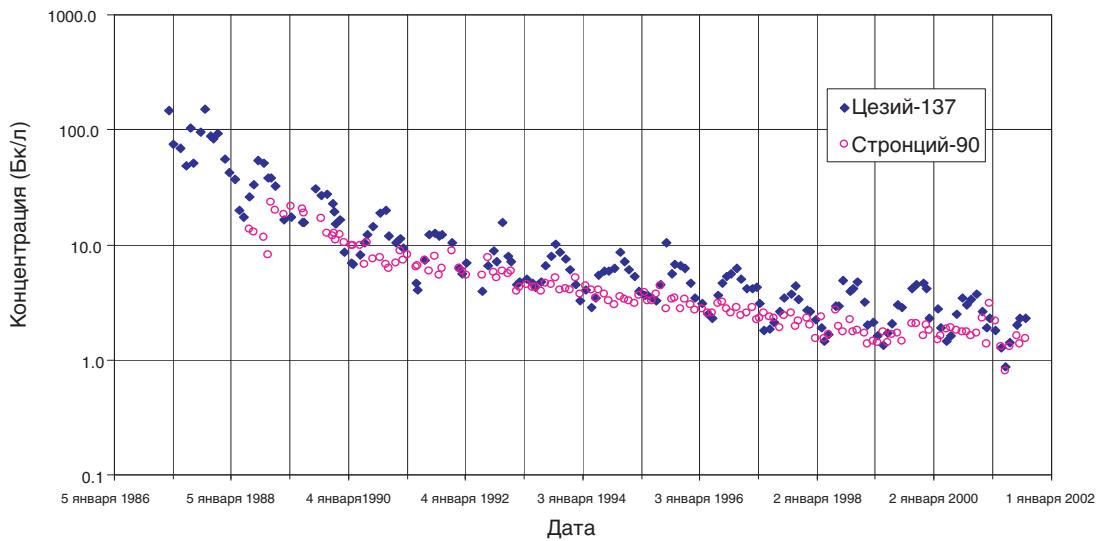


РИС. 3.50. Месячные средние концентрации  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в воде водоема-охладителя Чернобыльской АЭС [3.121].

в Припять, наблюдаемых в последние годы. Таким образом, водоем-охладитель не является значительным источником радиоактивного загрязнения Припяти  $^{90}\text{Sr}$ . Концентрации радионуклидов в воде водоема-охладителя (рис. 3.50) в настоящее время находятся на низком уровне 1–2 Бк/л. Сезонные колебания концентрации  $^{137}\text{Cs}$  являются результатом изменений в водорослях и биомассе фитопланктона [3.121].

б) Водохранилища Днепровского каскада

Водохранилища Днепровского каскада подверглись существенному воздействию как в результате

выпадения атмосферных радиоактивных осадков, так и из-за притока речных вод из радиоактивно загрязненных зон (см. рис. 3.6). Различное сродство  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  по отношению к взвешенным веществам повлияли на их перенос по системе Днепра. Цезий-137 имеет тенденцию к фиксации в глинистых отложениях, которые находятся в более глубоких местах водохранилищ, особенно в Киевском водохранилище (рис. 3.51). В результате этого процесса через каскад водохранилищ проходят потоки с весьма малым содержанием  $^{137}\text{Cs}$ , и как следствие в настоящее время величина концентрации во впадающих в Черное море потоках не отличается от фонового уровня.

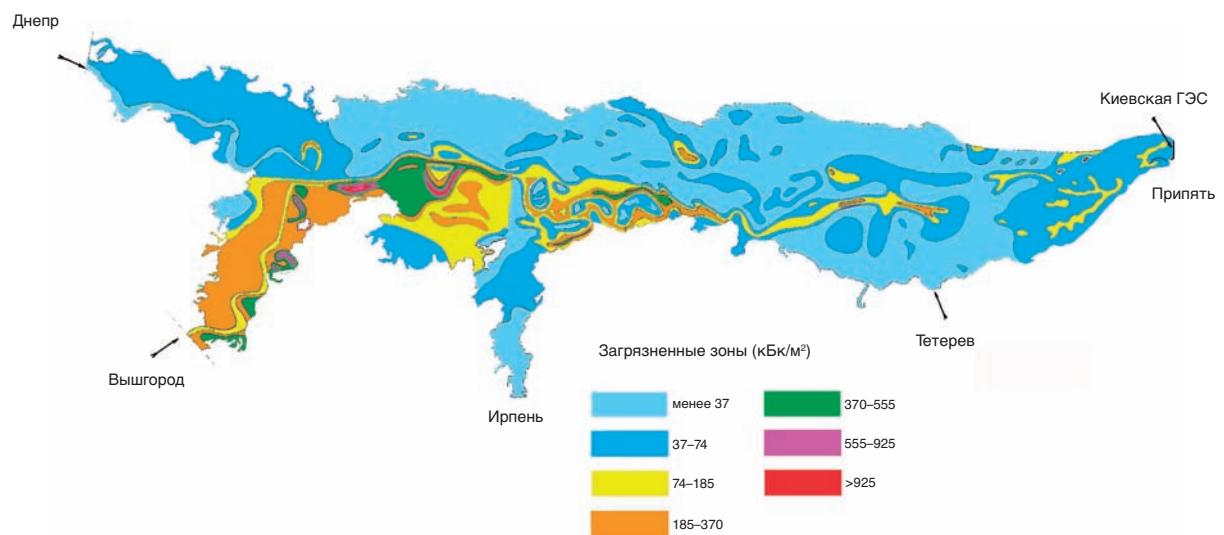


РИС. 3.51.  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях Киевского водохранилища [3.97].

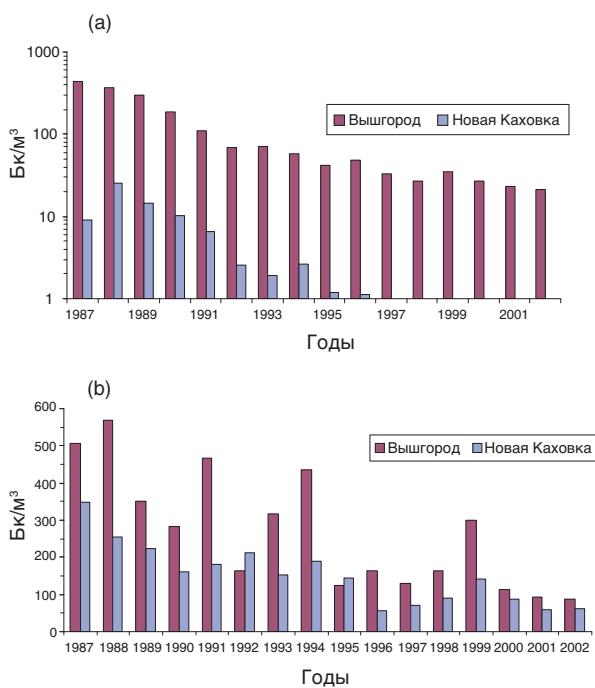


РИС. 3.52. Средние годовые концентрации  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в воде Киевского водохранилища (Вышгород), рядом с плотиной, и в Каховском водохранилище Днепровского каскада [3.107].

Однако, хотя концентрации  $^{90}\text{Sr}$  снижаются с расстоянием от источника (главным образом из-за разбавления), приблизительно 40-60% проходят через каскад и достигают Черного моря. На рисунке 3.52 показана тенденция изменения среднегодовой концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в Днепровских водохранилищах с момента аварии. Поскольку  $^{137}\text{Cs}$  фиксируется в отложениях системы водохранилищ, его концентрации в низовье системы (Новая Каховка) на порядки ниже, чем в Киевском водохранилище (Вышгород). Напротив,  $^{90}\text{Sr}$  слабо фиксируется в отложениях и поэтому его концентрации в низовье системы речных водохранилищ аналогичны тем, которые согласно измерениям наблюдаются в Киевском водохранилище.

Пики концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в водохранилищах Днепровского каскада (рис. 3.52) являлись результатом затопления наиболее загрязненных пойм в ЧЗО; например, разлив Припяти в результате закупоривания реки льдами зимой 1990-1991 года привел к значительному временному увеличению  $^{90}\text{Sr}$  в этой системе, но не оказал существенного воздействия на уровни  $^{137}\text{Cs}$ . Концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в речной воде, увеличившиеся приблизительно от 1 до 8 Бк/л, сохранялись в течение пяти - десяти дней [3.105]. Аналогичные события произошли во время зимнего наводнения 1994 года, во время интенсивных летних

дождей в июле 1993 года и во время высокого весеннего паводка в 1999 году [3.122].

c) Сток радионуклидов из грунтов водосборных площадей

Небольшие количества радионуклидов вымываются из грунта и переходят в реки, озера и в конечном счете в прибрежную морскую систему. Такие переходы могут происходить под воздействием эрозии частиц верхнего слоя грунта и стока в растворенной фазе. Результаты исследований, касающиеся последствий испытаний ядерного оружия и содержания чернобыльского  $^{90}\text{Sr}$  в реках [3.109, 3.110, 3.123, 3.124], указывают, что в долгосрочной перспективе темпы потери из наземной среды в реки составляют приблизительно 1-2% в год или менее. Таким образом, в долгосрочной перспективе сток радионуклидов не снижает в значительной степени радиоактивность в наземной среде, хотя это и ведет к продолжающемуся (на низком уровне) радиоактивному загрязнению речных и озерных систем.

3.5.2.4. Радионуклиды в пресноводных донных отложениях

Донные отложения являются важным долгосрочным отстойником радионуклидов. Радионуклиды в озерах могут фиксироваться взвешенными частицами, которые затем опускаются и оседают в донных отложениях. Радионуклиды в озерных водах могут также диффундировать в донные отложения. Эти процессы удаления радионуклидов из озерных вод были названы 'самоочищением' озера или водохранилища [3.114].

В водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС примерно через месяц после аварии большая часть радионуклидов наблюдалась в донных отложениях [3.91, 3.97]. В долгосрочном плане приблизительно 99% радиоактивного цезия в озерах обычно содержится в донных отложениях. Результаты проведенных в 1997 году измерений в озере Святое (район Костюковичи, Беларусь) показывают, что примерно  $3 \times 10^9$  Бк  $^{137}\text{Cs}$  находилось в воде и  $2,5 \times 10^{11}$  Бк в отложениях [3.125]. В течение 1993–1994 годов в озере Кожановское в Российской Федерации приблизительно 90% радиоактивного стронция было обнаружено в донных отложениях [3.126].

В быстро накапливающихся отложениях Киевского водохранилища слой максимальной концентрации радиоактивного цезия теперь захоронен в нескольких десятках сантиметров ниже поверхности отложения (рис. 3.53). При более медленном

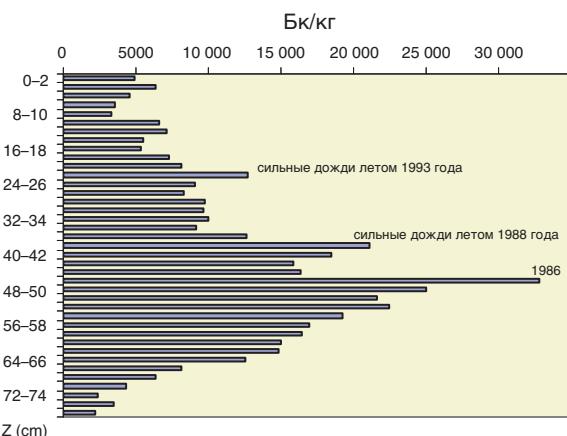


РИС. 3.53. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в глубоких илестых наносах верхней части Киевского водохранилища, 1998 год [3.106].

образовании отложений, однако, пиковые значения концентрации активности радиоактивного цезия остаются около поверхности отложения. Пиковые значения загрязнения слоя отложений в 1988 и 1993 годах отражают последствия наводнений, вызванных сильными летними дождями, и явления почвенной эрозии.

Вокруг Чернобыльской АЭС большая часть выпавшего радиоактивного материала находилась в форме топливных частиц (см. раздел 3.1). Радионуклиды, выпавшие в качестве топливных частиц, обычно менее мобильны, чем выпавшие в растворенной форме. В отложениях озера Глубокое в 1993 году большинство топливных частиц оставалось в 5 см от поверхности отложения [3.126]. Распад топливных частиц шел намного медленнее в донных отложениях озер, чем в почвах. Исследования в водоеме-охладителе показали, что период полураспада топливных частиц в отложениях составляет около 30 лет, поэтому к 2056 году (через 70 лет после аварии на Чернобыльской АЭС) четверть радиоактивного материала, выпавшего в форме топливных частиц в водоем-охладитель, все еще будет оставаться в форме топливных частиц [3.39].

### 3.5.3. Поглощение радионуклидов пресноводной рыбой

Потребление пресноводной рыбы является важной частью водного пути переноса радионуклидов к человеку. Хотя переход радионуклидов в рыбу изучался во многих странах, основное внимание здесь сосредоточено на Беларуси, Российской Федерации и Украине в связи с более высоким загрязнением водоемов в этих странах.

#### 3.5.3.1. Йод-131 в пресноводной рыбе

Имеются ограниченные данные относительно  $^{131}\text{I}$  в рыбе.  $^{131}\text{I}$  быстро поглощался рыбой в Киевском водохранилище, максимальные концентрации которого в рыбе наблюдались в начале мая 1986 года [3.91]. Концентрации в мышечном волокне рыбы снизились примерно с 6000 Бк/кг живого веса по состоянию на 1 мая 1986 года до 50 Бк/кг живого веса 20 июня 1986 года. Такая скорость снижения аналогична скорости физического распада  $^{131}\text{I}$ . Вследствие быстрого физического распада концентрации  $^{131}\text{I}$  в рыбе стали незначительными через несколько месяцев после аварии.

#### 3.5.3.2. Цезий-137 в пресноводной рыбе и другой водной биоте

За годы после аварии на Чернобыльской АЭС было проведено множество исследований уровней радиоактивного загрязнения пресноводной рыбы радиоактивным цезием. Вследствие высоких коэффициентов бионакопления радиоактивного цезия в некоторых районах рыба продолжала оставаться загрязненной, несмотря на низкие уровни радиоактивного цезия в воде. Поглощение радиоактивного цезия мелкой рыбой было относительно быстрым, и максимальная концентрация наблюдалась в течение первых недель после аварии [3.93, 3.95]. Из-за медленных темпов поглощения радиоактивного цезия крупной хищной рыбой (щука, угорь) концентрации в ней достигли максимума через 6–12 месяцев после выпадения радиоактивных осадков [3.93, 3.127] (рис. 3.48).

В водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС концентрации  $^{137}\text{Cs}$  у сазана, серебряного леща, окуня и щуки составляли приблизительно 100 кБк/кг живого веса в 1986 году, уменьшились до нескольких десятков кБк/кг в 1990 году [3.89, 3.91] и до 2–6 кБк/кг в 2001 году. В некоторых закрытых озерах около Чернобыльской АЭС [3.121] концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в хищной рыбе через 15 лет после аварии составляла 10–27 кБк/кг живого веса. Типичные изменения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в двух видах рыбы по времени через 16 лет после аварии показаны на рис 3.54.

В Киевском водохранилище концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе составляли 0,6–1,6 кБк/кг живого веса (в 1987 году), 0,2–0,8 кБк/кг живого веса (в 1990–1995 годах) и сократились до 0,2 кБк/кг или менее во взрослой хищной рыбе в 2002 году. Значения для хищных видов рыбы составляли 1–7 кБк/кг в 1987 году и 0,2–2 кБк/кг с 1990 до 1995 годов [3.106].

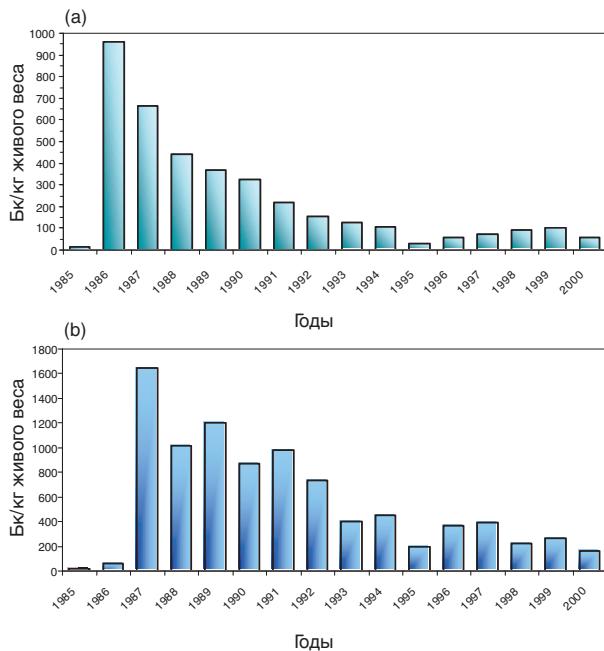


РИС. 3.54. Средние концентрации <sup>137</sup>Cs в нехищной (лещ, верхняя гистограмма) и хищной (щука, нижняя гистограмма) рыбе из Киевского водохранилища [3.106].

В озерах Брянской области Российской Федерации, расположенных примерно в 200 км от Чернобыля, концентрации <sup>137</sup>Cs в ряде видов рыбы в 1990–1992 годах варьировали в диапазоне 0,2–19 кБк/кг живого веса [3.126, 3.150]. В мелких закрытых озерах, как например, озеро Кожановское (Брянская область Российской Федерации) и озеро Святое (район Костюковичи в Беларусь), концентрации <sup>137</sup>Cs в рыбе по сравнению с рыбой в реках и открытых озерных системах уменьшались медленно из-за медленного снижения концентрации <sup>137</sup>Cs в воде этих озер [3.92, 3.116].

В Западной Европе особенно серьезно были загрязнены озера в некоторых районах Финляндии, Норвегии и Швеции. Приблизительно в 14 000 озерах Швеции концентрации <sup>137</sup>Cs в рыбе в 1987 году составляли более 1500 Бк/кг живого веса (значение указательного уровня в Швеции) [3.90]. Сразу после аварии на Чернобыльской АЭС в некоторых альпийских озерах в Германии концентрации <sup>137</sup>Cs в щуке достигали 5000 Бк/кг живого веса [3.93]. В озере Devoke в Озерном крае Великобритании в 1988 году у окуня и форели активность составляла около 1000 Бк/кг живого веса и медленно сократилась до нескольких сотен Бк/кг в 1993 году [3.129].

Бионакопление радиоактивного цезия в рыбе зависит от ряда факторов. Присутствие калия в озере или реке влияет на темпы накопления радиоактивного цезия в рыбе из-за его химической схо-

жести с цезием [3.130]. Сильные обратные зависимости наблюдались между концентрацией калия в озерных водах и концентрацией <sup>137</sup>Cs в рыбе после испытаний ядерного оружия [3.128, 3.130] и аварии на Чернобыльской АЭС [3.94]. В долгосрочном плане концентрации радионуклидов в хищной рыбе были значительно выше, чем в нехищной рыбе, и в крупной рыбе обычно регистрировались более высокие концентрации радионуклидов, чем в мелкой. Повышенная концентрация в крупной рыбе называется 'эффектом размера' [3.127, 3.131] и объясняется различиями в метаболизме и режиме питания. Кроме того, старая и крупная рыба подвергалась воздействию более высоких уровней <sup>137</sup>Cs в воде, чем молодая мелкая рыба.

Различия в степени бионакопления радиоактивного цезия различными видами рыбы могут быть значительными; например, в Озере Святое в Беларусь уровня у крупной щуки и окуня (хищная рыба) были в пять – десять раз выше, чем у нехищной рыбы, например, плотвы. Подобно этому коэффициенты бионакопления в озерах с низкой концентрацией калия могут быть на порядок выше, чем в озерах с высокой концентрацией калия. Поэтому в результате наблюдений [3.94] было отмечено, что у озерной рыбы на сельскохозяйственных угодьях Беларусь (где поверхностный сток калиевых удобрений значителен) более низкие коэффициенты бионакопления, чем у озерной рыбы в полуестественных экосистемах.

### 3.5.3.3. Стронций-90 в пресноводной рыбе

Химически и биологически стронций ведет себя аналогично кальцию. Стронций сильнее всего биоаккумулируется в воде с низким содержанием кальция – 'мягкой' воде. Относительно низкие коэффициенты бионакопления <sup>90</sup>Sr (порядка 10<sup>2</sup> л/кг) в системе вода-рыба и меньшие объемы выпадения этого изотопа означали, что концентрации <sup>90</sup>Sr в рыбе были обычно намного ниже, чем <sup>137</sup>Cs. В водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС концентрации <sup>90</sup>Sr в рыбе в 1986 году составляли около 2 кБк/кг (на все тело рыбы) по сравнению с приблизительно 100 кБк/кг по <sup>137</sup>Cs в 1993 году [3.91]. В 2000 году в наиболее загрязненных озерах вокруг Чернобыля максимальный уровень концентрации <sup>90</sup>Sr в мышечной ткани хищной и нехищной рыбы варьировал от 2 до 15 Бк/кг живого веса. В 2002–2003 годах уровень <sup>90</sup>Sr в рыбе в водохранилищах Днепровского каскада составлял только 1–2 Бк/кг, что приближается к уровню, зарегистрированному до чернобыльской аварии. Пресноводные моллюски имели

ТАБЛИЦА 3.8. РАДИОНУКЛИДЫ В РАЗЛИЧНЫХ ПРОБАХ, ВЗЯТЫХ С ПОБЕРЕЖЬЯ ЧЕРНОГО МОРЯ В ТЕЧЕНИЕ 1996-2001 ГОДОВ [3.96]

Пробы окружающей среды	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239,240}\text{Pu}$
Морская вода, $\text{Бк}/\text{м}^3$	14–29	12–28	$(2,4–28) \times 10^{-3}$
Пляжный песок и раковины, $\text{Бк}/\text{кг}$	0,9–8,0	0,5–60 (shell)	$(80–140) \times 10^{-3}$
Морская водоросль <i>Cystoseira barbata</i> ( $\text{Бк}/\text{кг}$ живого веса)	0,2–2,3	0,4–0,9	$(9,0–14) \times 10^{-3}$
Моллюск <i>Mytilus galloprovincialis</i> (ткань, $\text{Бк}/\text{кг}$ живого веса)	0,3–1,7	0,02–3,2	$(1,5–2,5) \times 10^{-3}$
Рыба <i>Sprattus sprattus</i> , <i>Trachurus</i> ( $\text{Бк}/\text{кг}$ живого веса)	0,2–6,0	0,02–0,7	$(0,3–0,5) \times 10^{-3}$

значительно более высокое бионакопление  $^{90}\text{Sr}$ , чем рыба. В Днепре в тканях моллюсков содержалось примерно в десять раз больше  $^{90}\text{Sr}$ , чем в мышечной ткани рыбы [3.132]. Аналогично этому бионакопление  $^{90}\text{Sr}$  в костях и коже рыбы приблизительно в десять раз выше, чем в мышцах [3.130].

### 3.5.4. Радиоактивность в морских экосистемах

Морские экосистемы серьезно не пострадали от выпадения радиоактивных осадков из Чернобыльской АЭС, ближайшие моря от реактора - это Черное море (приблизительно в 520 км) и Балтийское море (приблизительно в 750 км). Основным путем загрязнения этих морей было выпадение атмосферных радиоактивных осадков, и в меньшей степени поступление радионуклидов в прибрежную полосу из рек, происходящее в течение многих лет после аварии. Поверхностное выпадение  $^{137}\text{Cs}$  составляло около 2,8 ПБк на Черное море [3.96, 3.133] и 3,0 ПБк на Балтийское море [3.105].

#### 3.5.4.1. Распределение радионуклидов в море

Радиоактивные выпадения на поверхность Черного моря не были однородны и в основном произошли 1 и 3 мая 1986 года [3.105, 3.133]. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных водах Черного моря варьировали от 15 до 500  $\text{Бк}/\text{м}^3$  в июне-июле 1986 года, хотя к 1989 году горизонтальное смешивание поверхностных вод привело к относительно однородным концентрациям в диапазоне 41–78  $\text{Бк}/\text{м}^3$  [3.105], которые к 2000 году уменьшились до 20–35  $\text{Бк}/\text{м}^3$  [3.96].

Кроме изотопов цезия наблюдались также более короткоживущие радионуклиды, такие, как  $^{144}\text{Cs}$  и  $^{106}\text{Ru}$ . Количество  $^{137}\text{Cs}$ , попавшее в воды Черного моря в результате чернобыльских выпадений, удвоило существующее количество  $^{137}\text{Cs}$ , являющееся следствием глобальных выпадений в

результате атмосферных испытаний ядерного оружия, и общее количество составило примерно 3100 ТБк. Количество  $^{90}\text{Sr}$  увеличилось на 19% по сравнению со доаварийным периодом и оценивалось примерно в 1760 ТБк [3.96, 3.105]. Вертикальное смешивание выпавших на поверхность радионуклидов также сократило максимальные концентрации, наблюдаемые в воде в течение месяцев и лет после выпадения радиоактивных осадков. Переход радиоактивности в более глубокие воды постоянно снижал концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностном (0–50 м) слое Черного моря. Существующее в настоящее время положение в морской среде Черного моря показано в таблице 3.8 [3.96].

Значительная часть объемов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в Черном море образовалась в результате испытаний ядерного оружия, а не аварии на Чернобыльской АЭС. Поступление радионуклидов в Черное море из рек было гораздо менее значительным, чем прямое выпадение атмосферных осадков на морскую поверхность. В период 1986–2000 годов поступление  $^{137}\text{Cs}$  из рек составляло лишь 4–5% по сравнению с поступлением из атмосферы, хотя поступление  $^{90}\text{Sr}$  из рек было более значительным, составляя около 25% общего объема атмосферных выпадений [3.96, 3.134]. В случае Балтийского моря поступления из рек находились на аналогичном с Черным морем уровне и составляли около 4% и 35% атмосферных выпадений  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  соответственно [3.135]. Относительно большее поступление  $^{90}\text{Sr}$  из рек обусловлено его более слабой адсорбцией в грунты водосборных площадей и в донные отложения озер и рек, а также меньшими количествами  $^{90}\text{Sr}$  (по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$ ) в атмосферных осадках, выпавших на больших расстояниях от реакторной площадки Чернобыльской АЭС. Процессы седиментации в морской среде, также как и в пресноводной среде, являются важным фактором в процессе 'самоочищения' водной экосистемы. Однако скорость седиментации в Черном море относительно низка [3.96].

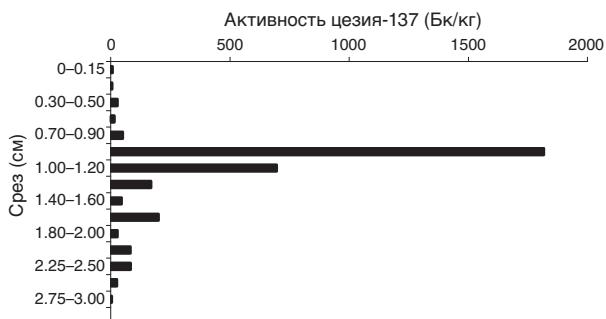


РИС. 3.55. Профиль  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях (Core BS-23/2000), отобранный во время экспедиции МАГАТЭ на Черное море в 2000 году [3.96].

Данные, представленные на рис. 3.55, указывают на то, что в центральном глубоком бассейне Черного моря чернобыльские выпадения покрыты сформированным с момента аварии слоем отложений размером менее 1 см [3.96].

В результате разбавления и седиментации концентрация  $^{137}\text{Cs}$  быстро уменьшилась, сократив величину загрязнения морской воды в конце 1987 года в два-четыре раза по сравнению с летом 1986 года. Средняя концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в Балтийском море согласно приведенной в [3.136] оценке в течение начального периода после выпадений составляла около 50 Бк/м<sup>3</sup>, с предельными значениями в два - четыре раза выше отмеченных в некоторых районах моря.

#### 3.5.4.2. Переход радионуклидов в морскую биоту

Бионакопление радиоактивного цезия и радиоактивного стронция в морских системах обычно ниже, чем в пресной воде из-за намного более высокого содержания конкурирующих ионов в соленой воде. Низкое бионакопление  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в морских системах и обширное разбавление в этих системах означало, что концентрации радионуклидов в морской биоте после аварии на Чернобыльской АЭС были относительно низкими. В таблице 3.8 приводятся примеры содержания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в воде и морской биоте Черного моря в период 1998–2001 годов [3.96]. Подробные данные о радиоактивном загрязнении рыбы Балтийского моря в течение десятилетий после чернобыльской аварии приводятся в [3.136], которые показывают, что у большинства видов рыбы был зарегистрирован относительно низкий уровень загрязнения радиоактивным цезием, в большинстве случаев в диапазоне 30–100 Бк/кг или менее в период до 1995 года.

#### 3.5.5. Радионуклиды в подземных водах

##### 3.5.5.1. Радионуклиды в подземных водах: чернобыльская зона отчуждения

Отбор проб подземных вод в подвергшихся воздействию районах показал, что радионуклиды могут переходить из поверхностного слоя почвы в подземные воды. Однако уровень загрязнения подземных вод в большинстве районов (за исключением мест хранения радиоактивных отходов и промышленной площадки чернобыльского укрытия) является низким. Кроме того, темпы миграции с поверхности почвы в подземные воды также очень низкие. В пределах ЧЗО в районах морфологических впадин были обнаружены некоторые участки с относительно быстрой миграцией радионуклидов в водоносные горизонты [3.137]. Горизонтальные потоки радионуклидов в подземных водах также очень низки из-за медленной скорости потока подземных вод и высокой степени торможения радионуклидов [3.138].

Не ожидается, что короткоживущие радионуклиды будут воздействовать на запасы подземных вод, поскольку время бессточного пребывания подземных вод намного дольше, чем время физического распада короткоживущих нуклидов. Единственный значительный переход радионуклидов в подземные воды происходит в пределах ЧЗО. В некоторых скважинах в течение прошедших десяти лет концентрация  $^{137}\text{Cs}$  уменьшилась, в то время как концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в неглубоких подземных водах продолжала увеличиваться (рис. 3.56). Переход радионуклидов в подземные воды происходит и из мест захоронения радиоактивных отходов в ЧЗО. После аварии топливосодержащие массы и радиоактивные обломки

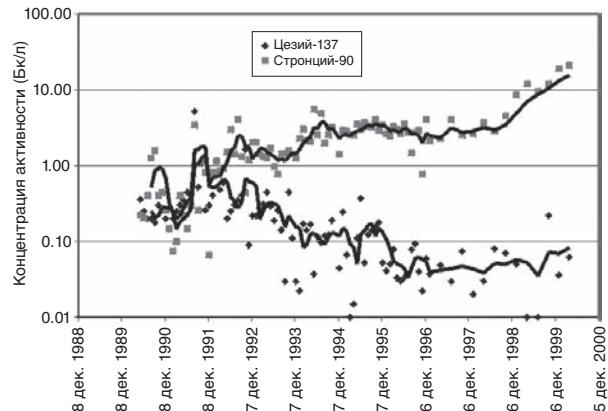


РИС. 3.56.  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в неглубоких подземных водах в районе рыбного леса около промплощадки Чернобыльской АЭС [3.139].

время хранились на промплощадках электростанции и на участках около поймы реки Припять. Кроме того, деревья из рыхлого леса были захоронены в неглубоких необлицованых траншеях. На этих участках захоронения отходов концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в подземных водах в некоторых случаях составляли порядка 1000 Бк/л [3.140]. Риски для здоровья гипотетических возвратившихся на эти территории жителей в результате потребления подземных вод, однако, были низкими по сравнению с внешним излучением и дозами облучения от поступления пищевых продуктов [3.138].

Хотя существует потенциальная возможность выхода радионуклидов из пунктов захоронения за пределы площадки, Бугай и др. [3.138] сделали вывод о том, что это не будет иметь большого значения по сравнению с вымыванием выпавшей на поверхность радиоактивности. Исследования показали, что потоки радионуклидов в подземных водах идут в направлении реки Припять, однако темпы миграции радионуклидов очень низкие и не представляют значительного риска для системы Днепровских водохранилищ. Перенос радиоактивно загрязненных вокруг Укрытия подземных вод за пределы площадки, как ожидается, также не будет значительным, поскольку радиоактивность в Укрытии отделена от подземных вод ненасыщенной зоной аэрации толщиной 5-6 м, и скорость течения подземных вод низкая [3.138]. Прогнозируется, что максимальная скорость подповерхностного переноса  $^{90}\text{Sr}$  из мест захоронения отходов в поверхностные водоемы возникнет в период с 33 до 145 лет после аварии. Максимальное совокупное значение переноса из всех описанных выше источников согласно расчетам составит 130 ГБк приблизительно за 100 лет или 0,02% общего запаса радионуклидов в загрязненных водосборах в год. Комплексный перенос радионуклидов в течение 300-летнего периода оценен Бугаем и др. [3.138] в 15 ТБк или 3% суммарного первоначального количества радиоактивных материалов в водосборах (рис. 3.57).

Уровень воды в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС значительно влияет на потоки подземных вод вокруг площадки ЧАЭС. В настоящее время уровень воды в водоеме-охладителе искусственно поддерживается на высоком уровне - на 6-7 метров выше среднего уровня воды в Припяти. Однако это изменится, когда системы охлаждения на Чернобыльской АЭС будут наконец остановлены и перекачка воды в водоем прекратится. Поскольку водоем будет высыхать, донные отложения будут частично обнажены и подвержены рассеянию. В недавно проведенных исследованиях предполагает-

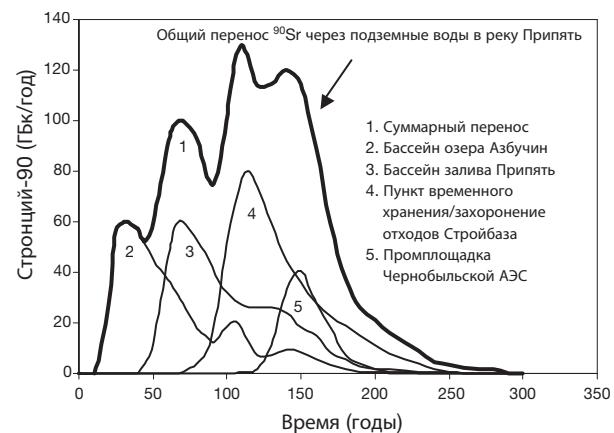


РИС. 3.57. Прогнозы переноса  $^{90}\text{Sr}$  через подземные воды в реку Припять в ближней зоне Чернобыльской АЭС [3.138].

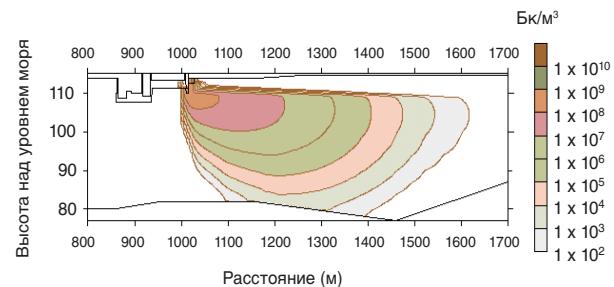


РИС. 3.58. Прогнозируемая концентрация  $^{90}\text{Sr}$  ( $\text{Бк}/\text{м}^3$ ) в подземных водах вокруг чернобыльского объекта "Укрытие" без НБК через сто лет [3.142].

ся, что наилучшая стратегия восстановления состояния водоема-охладителя состоит в том, чтобы позволить уровню воды понижаться естественным путем, применяя при этом некоторые ограниченные меры для предотвращения повторного взвешивания в воздухе под воздействием ветрового переноса с использованием методов фиторемедиации [3.141].

Когда уровень воды в водоеме-охладителе понизится до уровня поверхности воды в реке, это приведет к сокращению потоков подземных вод с промплощадки ЧАЭС к реке. Это также уменьшит потоки радионуклидов из основных мест захоронения радиоактивных отходов и из укрытия в Днепровский каскад. Потоки подземных вод со  $^{90}\text{Sr}$  из чернобыльского укрытия в Припять моделировались в рамках исследований по оценке экологического воздействия в отношении НБК, который будет сооружен над нынешним укрытием [3.142] (см. рис. 3.58). Согласно прогнозам  $^{90}\text{Sr}$  потребуется около 800 лет для того, чтобы достичь реки Припять. С учетом его периода полураспада продолжительностью 29,1 лет, активность  $^{90}\text{Sr}$  за это время сократится

до незначительного уровня. Такая инфильтрация  $^{90}\text{Sr}$  из Укрытия не приведет к вредному воздействию на реку Припять. Цезий-137 перемещается гораздо медленнее, чем  $^{90}\text{Sr}$ , и даже через 2000 лет его радиоактивный след по прогнозам будет находиться только в 200 метрах от Укрытия.

Вследствие его высокой адсорбции в матрице почвы  $^{239}\text{Pu}$  мигрирует гораздо медленнее, чем  $^{90}\text{Sr}$  или  $^{137}\text{Cs}$ ; однако, его период полураспада намного более длительный (24 000 лет). По прогнозам максимальный приток  $^{239}\text{Pu}$  по подземным водам из Укрытия в Припять составляет 2 Бк/с. Когда этот приток полностью смешается со средним водосбрасыванием Припяти, составляющим 400 м<sup>3</sup>/с, в результате концентрация  $^{239}\text{Pu}$  в реке будет составлять только 0,005 Бк/м<sup>3</sup> по сравнению с нынешним уровнем  $^{239}\text{Pu}$  - 0,25 Бк/м<sup>3</sup> [3.142]. В Украине норматив для  $^{239}\text{Pu}$  в питьевой воде составляет 1 Бк/м<sup>3</sup>. Таким образом, инфильтрация  $^{239}\text{Pu}$  из Укрытия, даже без строительства НБК, не приведет к какому-либо значительному воздействию на реку Припять.

### 3.5.5.2. Радионуклиды в подземных водах: за пределами чернобыльской зоны отчуждения

В самых подробных нынешних исследованиях радиоактивного загрязнения подземных вод в дальней зоне (за пределами ЧЗО) [3.137, 3.143] делается вывод о том, что через десять лет после начального поверхностного загрязнения почвы уровни  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в подземных водах верхних горизонтов водоносного слоя составляли 40–50 мБк/л вокруг Киева и 20–50 мБк/л в Брянской области Российской Федерации и большинстве загрязненных районов Беларуси. В этих областях, находящихся вдалеке от чернобыльского реактора (в Беларуси и Российской Федерации), концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде во влажной зоне почв имела значительную корреляцию с почвенными выпадениями  $^{137}\text{Cs}$ . В большинстве изученных районов концентрация в подземных водах (на единицу поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$ ) была значительно ниже, чем в большинстве речных и озерных систем. Во всех исследованиях сообщалось, что концентрация радионуклидов в загрязненных районах за пределами ЧЗО никогда не превышала уровень безопасности в отношении потребления воды и обычно была в несколько раз ниже этого уровня.

После выпадения радиоактивных осадков в результате испытаний ядерного оружия было замечено, что активность  $^{90}\text{Sr}$  в подземных водах Дании была приблизительно в десять раз ниже, чем в

поверхностных потоках [3.144]. В документе [3.144] также указано, что после аварии на Чернобыльской АЭС, хотя и присутствовали поддающиеся измерению количества  $^{137}\text{Cs}$  в потоках, его концентрации в подземных водах были ниже пределов обнаружения.

### 3.5.5.3. Оросительная вода

В бассейне Днепра имеется более  $1,8 \times 10^6$  га орошаемых сельскохозяйственных угодий. Почти 72% этой территории орошается водой из Каховского водохранилища и других водохранилищ Днепровского каскада. Накопление радионуклидов в растениях на орошаемых полях может происходить путем поглощения корнями попавших с оросительной водой радионуклидов и путем прямого инкорпорирования радионуклидов листьями в результате обрызгивания. Однако в случае орошаемых земель южной Украины радионуклиды в оросительной воде не повышали значительно уровень радиоактивности сельскохозяйственных культур по сравнению с тем уровнем, который был зарегистрирован после первоначального выпадения атмосферных радиоактивных осадков и последующего поступления на месте из почвы [3.145].

## 3.5.6. Будущие тенденции

### 3.5.6.1. Пресноводные экосистемы

В реках и водохранилищах Днепровской системы интенсивность стока радионуклидов постепенно сократится. В случае наихудшего сценария гидрологический сток в течение следующих 50 лет [3.146] приведет к тому, что средние концентрации  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  приблизятся к уровням, существовавшим до аварии. Уровни радиоактивного загрязнения воды и основных потребляемых видов рыбы в водохранилищах средней и нижней части Днепра приблизятся к фоновым уровням (рис. 3.59). В то же время в изолированных (закрытых) водоемах на загрязненных территориях повышенное содержание  $^{137}\text{Cs}$  как в воде, так и в водной биоте будет сохраняться еще несколько десятилетий.

Недавние данные [3.95, 3.147] показывают, что в настоящее время концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных водах и рыбе уменьшаются весьма медленно. Эффективный экологический период полуочищения в воде и в мальках увеличился с одного до четырех лет в течение первых пяти лет после аварии и от шести до 30 лет в последние годы. Будущие уровни загрязнения могут быть рассчитаны с использованием оцененного долгосрочного снижения концентра-

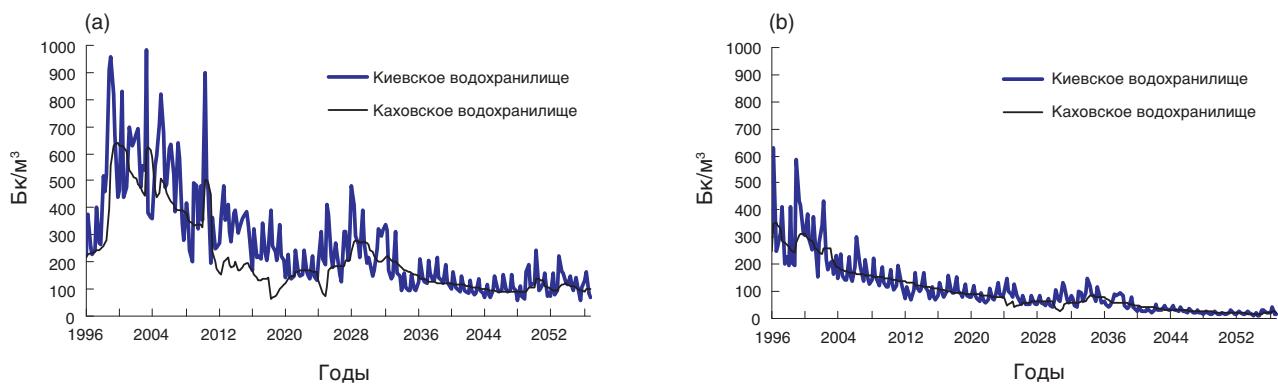


РИС. 3.59. Прогнозируемые концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде находящихся выше и ниже по течению водохранилищ в случае а) наихудшего и б) наилучшего вероятностных гидрологических сценариев, ожидаемых в отношении бассейна реки Припять [3.146].

ций радиоактивного цезия в воде и рыбе с эффективным экологическим периодом полуочищения ( $T_{\text{eff}}$ ) около 20 лет, хотя существуют широкие вариации темпов снижения [3.125].

Концентрации радиоактивного цезия в воде в настоящее время относительно низкие (максимум 1 Бк/л) за исключением мелких закрытых озер в пределах ЧЗО и на других весьма загрязненных территориях. Ожидается, что его концентрации в течение следующих десятилетий будут по-прежнему медленно уменьшаться. В некоторых озерах, однако, концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде и в рыбе, как ожидается, останутся относительно высокими в течение нескольких десятилетий, как показано в таблицах 3.9 и 3.10. Концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде оценивались также с использованием прогнозируемого 20-летнего  $T_{\text{eff}}$ . Это может снова оказаться немного консервативным, поскольку  $T_{\text{eff}}$  долгосрочных темпов снижения  $^{90}\text{Sr}$ , накопленного в результате испытаний оружия, составлял около десяти лет [3.148]. Аналогично  $^{137}\text{Cs}$  концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде, как ожи-

дается, в течение следующих десятилетий еще уменьшатся даже по сравнению с их нынешними низкими уровнями (таблица 3.11).

Распад топливных частиц в донных отложениях озер происходит гораздо медленнее, чем в почвах [3.149]. Период полураспада топливных частиц в отложениях водоема-охладителя составляет примерно 30 лет [3.39] и, следовательно, радионуклиды в топливных частицах останутся в их первоначальной форме еще в течение многих лет.

### 3.5.6.2. Морские экосистемы

В настоящее время концентрации радионуклидов (главным образом радиоактивного цезия) в морских системах намного ниже, чем это наблюдается в пресноводных системах. Предполагается, что их концентрации в морской воде и морской биоте Черного моря будут по-прежнему уменьшаться (см. таблицу 3.8). Это происходит главным образом из-за физического распада, но продолжающийся переход

ТАБЛИЦА 3.9. КОНЦЕНТРАЦИИ  $^{137}\text{Cs}$  В ВОДЕ РАЗЛИЧНЫХ ЗАТРОНУТЫХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИЕЙ ОЗЕР И РЕК В ЕВРОПЕ И ПРОГНОЗЫ НА 30, 50 И 70 ЛЕТ ПОСЛЕ АВАРИИ [3.125]

	Измеренный уровень $^{137}\text{Cs}$ , Бк/л, (год измерения)	Прогнозируемый уровень $^{137}\text{Cs}$ , Бк/л		
		2016 год	2036 год	2056 год
Кожановское, Россия	7,0 (2001)	4,2	2,1	1,0
Киевское водохранилище	0,028 (1998)	0,015	0,007	0,004
Водоем-охладитель АЭС	2,5 (2001)	1,5	0,8	0,4
Святое, Беларусь*	4,7 (1997)	2,4	1,2	0,6
Vorsee, Германия	0,055 (2000)	0,032	0,016	0,008
Devoke, Великобритания	0,012 (1998)	0,006	0,003	0,002

\* В отношении этого озера в 1998 году были приняты контрмеры. Прогноз дается для уровней без принятия контрмер.

ТАБЛИЦА 3.10. КОНЦЕНТРАЦИИ  $^{137}\text{Cs}$  (НА ЕДИНИЦУ ЖИВОГО ВЕСА) В РЫБЕ В РАЗЛИЧНЫХ ЗАТРОНУТЫХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИЕЙ ОЗЕРАХ В ЕВРОПЕ И ПРОГНОЗЫ НА 30, 50 И 70 ЛЕТ ПОСЛЕ АВАРИИ [3.125]

Озеро/водоем	Вид рыбы	Измеренный уровень $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг, (год измерения)	Прогнозируемый уровень $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг, живой вес		
			2016 год	2036 год	2056 год
Кожановское, Россия	Серебряный карась	10 000 (1997)	5 200	2 600	1 300
Киевское водохранилище, Украина	Окунь	300 (1997)	160	80	40
Водоем-охладитель ЧАЭС	Окунь	18 000 (2001)	11 000	5 400	2 700
Святое, Беларусь*	Окунь	104 000 (1997)	54 000	27 000	14 000
Vorsee, Германия	Щука	174 (2000)	100	50	25
Høysjøen, Норвегия	Форель	390 (1998)	210	100	50
Devoke, Великобритания	Форель	370 (1996–1998)	200	100	50

\* В отношении этого озера в 1998 году были приняты контрмеры. Прогноз дается для уровней без принятия контрмер.

ТАБЛИЦА 3.11. КОНЦЕНТРАЦИИ  $^{90}\text{Sr}$  В ВОДЕ РАЗЛИЧНЫХ ЗАТРОНУТЫХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИЕЙ ОЗЕР И РЕК И ПРОГНОЗЫ НА 30, 50 И 70 ЛЕТ ПОСЛЕ АВАРИИ [3.125]

Озеро/водоем	Измеренный уровень $^{90}\text{Sr}$ , Бк/л, (год измерения)	Прогнозируемый уровень $^{90}\text{Sr}$ , Бк/л		
		2016 год	2036 год	2056 год
Река Припять	0,28 (1998)	0,15	0,08	0,04
Киевское водохранилище	0,16 (1998)	0,09	0,04	0,02
Водоем-охладитель АЭС	2,0 (2001)	1,2	0,6	0,3
Озеро Глубокое, ЧЗО	120 (2004)	80–90	40–60	20–30

в отложения морского дна и дальнейшее разбавление также будут способствовать этому снижению.

### 3.6. ВЫВОДЫ

Самые высокие уровни выпадений радионуклидов зарегистрированы в Беларуси, Российской Федерации и Украине, но высокие уровни выпадений отмечены также в ряде других европейских стран.

Большая часть радионуклидов стронция и плутония выпала недалеко от реактора и была связана с топливными частицами. Экологическая мобильность этих радионуклидов была ниже, чем в выпадениях, в которых радионуклиды были связаны с конденсированными частицами и которые преобладали в других районах, хотя бионакопление  $^{90}\text{Sr}$  со временем увеличилось, поскольку топливные частицы частично растворились.

Большая часть первоначально выброшенных радионуклидов исчезла в результате радиоактивного распада; в настоящее время самую большую проблему представляет  $^{137}\text{Cs}$ . В долгосрочном будущем (более чем через 100 лет) останутся только изотопы плутония и  $^{241}\text{Am}$ .

Выпадения на городские территории в ближайшем городе Припять и окружающих населенных пунктах первоначально могли привести к получению жителями существенных доз внешнего облучения, которые были предотвращены путем эвакуации. Выпадение радиоактивных материалов в других населенных пунктах существенным образом способствовало получению людьми доз облучения в течение всех лет после аварии и до настоящего времени.

В течение первых недель и месяцев после аварии быстрыми и высокими темпами происходил переход короткоживущих изотопов радиоактивного

йода в молоко, что привело к получению населением в бывшем СССР существенных доз облучения. Вследствие аварийной ситуации и короткого периода полураспада  $^{131}\text{I}$  имеется немного достоверных данных по пространственному распределению выпавшего радиоактивного йода. Нынешние измерения  $^{129}\text{I}$  могут оказать помочь в лучшей оценке выпадений  $^{131}\text{I}$  и таким образом улучшить реконструкцию дозы на щитовидную железу.

Высокие концентрации радиоактивных веществ в поверхностных водах непосредственно после аварии быстро сокращались и в настоящее время в питьевой воде и в оросительной воде концентрации радионуклидов являются весьма низкими.

В результате радиоактивного распада, воздействия дождя и ветра, деятельности человека и принятия контрмер поверхностное загрязнение городских территорий радиоактивным материалом было в значительной степени уменьшено. Дозы внешнего облучения в городских районах по сравнению с открытой местностью снижаются за счет эффектов экранирования.

В настоящее время в большей части населенных пунктов, подвергшихся радиоактивному загрязнению, мощность дозы излучения над твердыми поверхностями вновь находится на предаварийном фоновом уровне. Повышенные мощности дозы сохраняются главным образом в местах с ненарушенной структурой почвы.

С лета 1986 года и далее  $^{137}\text{Cs}$  являлся доминирующим радионуклидом, вызывающим озабоченность в отношении сельскохозяйственной продукции (молоко и мясо). В течение первых нескольких лет значительные объемы пищевых продуктов были изъяты из потребления человеком. Самые высокие концентрации  $^{137}\text{Cs}$  были обнаружены в пищевых продуктах лесного происхождения, особенно в грибах, ягодах, дичи и мясе северного оленя. Высокие концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе наблюдаются в озерах с медленным круговоротом воды или его отсутствием, особенно если озеро также мелкое и бедное минеральными питательными веществами.

Содержание в пищевых продуктах  $^{90}\text{Sr}$  менее значимо, чем  $^{137}\text{Cs}$ , поскольку объемы его выпадений были существенно ниже и поскольку молоко – это единственный основной продукт животноводства, в который он переходит. Имеет место накопление стронция в костях сельскохозяйственных животных и рыбы, но оно обычно не приводит к дозам облучения человека.

Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в пищевых продуктах широко варьировали в отдаленные сроки не только в

связи с уровнями выпадений, но также и в связи с различными типами почвы и практикой ведения хозяйства. Во многих областях все еще имеются пищевые продукты, особенно в экстенсивных системах производства сельскохозяйственной продукции и в лесах, в которых концентрации  $^{137}\text{Cs}$  превышают уровни вмешательства. На больших земельных площадях в бывшем СССР все еще не отменено запрещение на производство сельскохозяйственной продукции по радиологическим причинам.

Основные и постоянные проблемы на подвергшихся воздействию территориях проявляются в экстенсивных сельскохозяйственных системах, где преобладают почвы с высоким содержанием органических веществ и где животные пасутся на естественных пастбищах. Это особенно затрагивает сельских жителей в бывшем СССР, которые обычно имеют собственные натуральные хозяйства с молочными коровами.

В целом наблюдалось первоначальное существенное снижение перехода  $^{137}\text{Cs}$  в растительность и к животным, как и ожидалось, в результате воздействия выветривания, физического распада, миграции радионуклидов вниз по колонке грунта и уменьшения степени бионакопления. Однако за прошлое десятилетие произошло лишь небольшое дальнейшее очевидное снижение, и оказалось сложно количественно определить долгосрочные эффективные периоды полуыведения.

Особенно медленное уменьшение концентраций  $^{137}\text{Cs}$  с момента его выпадения наблюдалось в некоторых видах лесной продукции и ожидается, что в некоторых видах грибов сохраняются высокие концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в течение нескольких последующих десятилетий. В определенных погодных и экологических условиях биомасса грибов осенью может быть намного выше нормальной, что приводит к относительно высокому сезонному увеличению концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в мясе диких животных. Поэтому не всегда должно предполагаться, что концентрации  $^{137}\text{Cs}$  у животных сохраняются на нынешнем уровне или будут уменьшаться с каждым годом.

Радиоактивный цезий в древесине имеет небольшое значение, хотя дозы в лесной промышленности необходимо учитывать. Древесная зола может содержать более высокие активности  $^{137}\text{Cs}$ . Лесные пожары увеличивают его воздушные концентрации на местах, но не до высокой степени.

По причине разбавления никогда не наблюдалось высоких концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в морской рыбе в Черном или Балтийском морях.

### 3.7. НЕОБХОДИМОСТЬ В ДАЛЬНЕЙШЕМ МОНИТОРИНГЕ И ИССЛЕДОВАНИЯХ

Следует составить обновленные карты выпадений  $^{137}\text{Cs}$  в Албании, Болгарии и Грузии, с тем чтобы завершить исследование радиоактивного загрязнения Европы после чернобыльской аварии.

Уточнение карт выпадений  $^{131}\text{I}$ , основанное как на исторических экологических измерениях, выполненных в 1986 году, так и на недавних измерениях  $^{129}\text{I}$  в образцах грунта в районах, где после аварии на Чернобыльской АЭС была обнаружена повышенная заболеваемость раком щитовидной железы, снизит неопределенность реконструкции доз на щитовидную железу, необходимых для определения радиационных рисков.

Долгосрочный мониторинг концентраций  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в сельскохозяйственной продукции овощеводства и животноводства, произведенной на территориях с различными типами почв и климатическими условиями, а также с применением различных агротехнических приемов, следует проводить в течение нескольких десятилетий в рамках целевых исследовательских программ на выбранных участках.

Исследование распределения  $^{137}\text{Cs}$  и радионуклидов plutonia в городской среде (Припять, Чернобыль и некоторые другие загрязненные города) в будущем будет способствовать моделированию доз внешнего облучения человека и ингаляционного поступления радионуклидов для возможного применения в случае любой будущей ядерной или радиационной аварии или в случае совершения злоумышленных действий.

Непрерывный долгосрочный мониторинг конкретных продуктов лесного происхождения, таких, как грибы и дичь, следует проводить в тех областях, в которых были значительно загрязнены лесные массивы. Результаты такого мониторинга используются соответствующими компетентными органами в пострадавших странах для предоставления населению рекомендаций по вопросам продолжения использования лесов для отдыха и сбора лесных пищевых продуктов.

В дополнение к обычному мониторингу продуктов лесного происхождения, требуемому с точки зрения радиационной защиты, необходим более детальный, научно обоснованный, долгосрочный мониторинг конкретных участков леса в целях получения современного и более глубокого понимания долгосрочной динамики и устойчивости загрязнения радиоактивным цезием и его вариабельности. Такой мониторинг также необходим для

совершенствования существующих прогнозных моделей. Программы мониторинга осуществляются в нескольких наиболее серьезно пострадавших странах, таких, как Беларусь и Российская Федерация, и важно, чтобы они продолжали его в обозримом будущем с целью уменьшения существующих в настоящее время неопределенностей в долгосрочных прогнозах.

За годы после аварии на Чернобыльской АЭС водные системы интенсивно изучались и подвергались регулярному мониторингу, и явления переноса и бионакопления наиболее важных долгосрочных загрязнителей  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  теперь хорошо понятны. Поэтому нет настоятельной необходимости в осуществлении крупных новых исследовательских программ по радионуклидам в водных системах. Имеется, однако, потребность в постоянном (но возможно, более ограниченном) мониторинге водной среды и в дальнейших исследованиях в некоторых конкретных областях, как подробно указано ниже.

Прогнозы будущего загрязнения водных систем  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  будут улучшены с помощью постоянного мониторинга радиоактивности в ключевых системах (система Припять-Днепр, моря и отдельные реки и озера в наиболее загрязненных районах и в Западной Европе). Это позволит продолжить измерения временного ряда концентраций радионуклидов в воде, донных отложениях и рыбе и усовершенствовать прогнозные модели для этих радионуклидов.

Хотя в настоящее время трансурановые элементы имеют незначительную радиологическую значимость по сравнению с  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , дальнейшие их исследования в районе чернобыльской аварии повысят точность прогнозов загрязнения окружающей среды в наиболее долгосрочном плане (от сотен до тысяч лет). Дальнейшие эмпирические исследования трансурановых элементов и  $^{99}\text{Tc}$  вряд ли будут иметь непосредственные результаты с точки зрения радиологической защиты на территориях, подвергшихся воздействию чернобыльской аварии, но будут далее расширять наши знания в отношении поведения этих весьма долгоживущих радионуклидов в окружающей среде.

Будущие планы в отношении снижения уровня воды водоема-охладителя Чернобыльской АЭС будут иметь значительные последствия для его экологии и поведения радионуклидов/топливных частиц во вновь открывшихся отложениях. Следовательно, следует продолжать конкретные исследования, касающиеся водоема-охладителя. В частности, дальнейшие исследования темпов растворения

топливных частиц в водных системах, таких, как водоем-охладитель, будут улучшать знания этих процессов.

### ПЕРЕЧЕНЬ ЛИТЕРАТУРЫ, ИСПОЛЬЗОВАННОЙ В РАЗДЕЛЕ 3

- [3.1] INTERNATIONAL NUCLEAR SAFETY ADVISORY GROUP, Summary Report on the Post-accident Review Meeting on the Chernobyl Accident, Safety Series No. 75-INSAG-1, IAEA, Vienna (1986).
- [3.2] IZRAEL, Y.A., et al., Chernobyl: Radioactive Contamination of the Environment, Gidrometeoizdat, Leningrad (1990).
- [3.3] IZRAEL, Y.A., Radioactive Fallout After Nuclear Explosions and Accidents, Elsevier, Amsterdam (2002).
- [3.4] INTERNATIONAL ADVISORY COMMITTEE, The International Chernobyl Project: Technical Report, IAEA, Vienna (1991).
- [3.5] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (1988) 309–374.
- [3.6] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Vol. II, UN, New York (2000) 451–566.
- [3.7] DREICER, M., et al., “Consequences of the Chernobyl accident for the natural and human environments”, One Decade after Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident (Proc. Int. Conf. Vienna, 1996), IAEA, Vienna (1996) 319–361.
- [3.8] MÜCK, K., et al., A consistent radionuclide vector after the Chernobyl accident, Health Phys. **82** (2002) 141–156.
- [3.9] KASHPAROV, V.A., et al., Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout, Sci. Total Environ. **317** (2003) 105–119.
- [3.10] SANDALLS, F.J., SEGAL, M.G., VICTOROVA, N.V., Hot particles from Chernobyl: A review, J. Environ. Radioact. **18** (1993) 5–22.
- [3.11] POLLANEN, R., VALKAMA, I., TOIVONEN, H., Transport of radioactive particles from the Chernobyl accident, Atmos. Environ. **31** (1997) 3575–3590.
- [3.12] IZRAEL, Y. (Ed.), Atlas of Radioactive Contamination of European Russia, Belarus and Ukraine, Federal Service for Geodesy and Cartography of Russia, Moscow (1998).
- [3.13] DE CORT, M., Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, Rep. 16733, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1998).
- [3.14] BOBOVNIKOVA, T.I., MAKHONKO, K.P., SIVERINA, A.A., RABOTNOVA, F.A., VOLOKINTIN, A.A., Physical chemical forms of radionuclides in atmospheric fallout after the Chernobyl accident and their transformation in soil, Atomnaya Energiya, No. 5 (1991) 449–454.
- [3.15] HILTON, J., CAMBRAY, R.S., GREEN, N., Fractionation of radioactive caesium in airborne particles containing bomb fallout, Chernobyl fallout, and atmospheric material from the Sellafield site, J. Environ. Radioact. **15** (1992) 103–108.
- [3.16] BORZILOV, V.A., KLEPIKOVA, N.V., “Effect of meteorological conditions and release composition on radionuclide deposition after the Chernobyl accident”, The Chernobyl Papers (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 4768.
- [3.17] HOLLÄNDER, W., GARGER, E. (Eds), Contamination of Surfaces by Resuspended Material, ECP-1, Final Report, Rep. EUR 16527, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).
- [3.18] MAKHONKO, K.P., KOZLOVA, E.G., VOLOKINTIN, A.A., Radioiodine accumulation on soil and reconstruction of doses from iodine exposure on the territory contaminated after the Chernobyl accident, Radiat. Risk, No. 7 (1996) 90–142.
- [3.19] STRAUME, T., et al., The feasibility of using  $^{129}\text{I}$  to reconstruct  $^{131}\text{I}$  deposition from the Chernobyl reactor accident, Health Phys. **71** (1996) 733–740.
- [3.20] BUZULUKOV, Y.P., DOBRYNIN, Y.L., “Release of radionuclides during the Chernobyl accident”, The Chernobyl Papers (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 3–21.
- [3.21] LOS, I., LIKHTAREV, I., The peculiarities of urban environmental contamination and assessment of actions aimed at reduction of public exposure, Int. J. Radiat. Hyg. **1** (1993) 51–59.
- [3.22] ANDERSSON, K.G., ROED, J., FOGH, C.L., Weathering of radio caesium contamination on urban streets, walls and roofs, J. Environ. Radioact. **62** (2002) 49–60.
- [3.23] ROED, J., ANDERSSON, K., personal communication, 2002.
- [3.24] GOLIKOV, V.Y., BALONOV, M.I., JACOB, P., External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident, Radiat. Environ. Biophys. **41** 10 (2002) 185–193.
- [3.25] ANDERSSON, K.G., ROED, J., JACOB, P., MECKBACH, R., “Weathering of Cs-137 on various surfaces in inhabited areas and calculated locations factors”, Deposition of Radio-nuclides, their Subsequent Relocation in the Environment and Resulting Implications, Rep. EUR 16604 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1995) 4756.
- [3.26] JACOB, P., MECKBACH, R., “Measurements after the Chernobyl accident regarding the exposure of an urban population”, Restoration of Environments

- Affected by Residues from Radiological Accidents: Approaches to Decision Making, IAEA-TECDOC-1131, IAEA, Vienna (2000) 34–41.
- [3.27] SHESTOPALOV, V.M., KASHPAROV, V.A., IVANOV, Y.A., Radionuclide migration into the geological environment and biota after the Chernobyl accident, *Environ. Sci. Pollut. Res. Special issue 1* (2003) 39–47.
- [3.28] HOWARD, B.J., The concept of radioecological sensitivity, *Radiat. Prot. Dosim.* **92** (2000) 29–34.
- [3.29] HOWARD, B.J., et al., Estimation of radioecological sensitivity, *Radioprotection-Colloques* **37** C1 (2002) 1167–1173.
- [3.30] BALONOV, M.I., et al., Methodology of internal dose reconstruction for Russian population after the Chernobyl accident, *Radiat. Prot. Dosim.* **92** (2000) 247–253.
- [3.31] BERESFORD, N.A., et al., The importance of source dependent bioavailability in determining the transfer of ingested radionuclides to ruminant derived food products, *Environ. Sci. Technol.* **34** (2000) 4455–4462.
- [3.32] PRÖHL, G., HOFFMAN, F.O., “Radionuclide interception and loss processes in vegetation”, Modelling of Radionuclide Interception and Loss Processes in Vegetation and of Transfer in Seminatural Ecosystems, IAEA-TECDOC-857, IAEA, Vienna (1996) 9–48.
- [3.33] KIRCHNER, G., Transport of iodine and caesium via the grass–cow–milk pathway after the Chernobyl accident, *Health Phys.* **66** (1994) 653665.
- [3.34] RENAUD, P., et al., Les Retombées en France de l'accident de Tchernobyl, Conséquences Radioécologiques et Dosimétriques, EDP Sciences, Les Ulis (1999).
- [3.35] HOWARD, B.J., BERESFORD, N.A., HOVE, K., Transfer of radiocaesium to ruminants in unimproved natural and seminatural ecosystems and appropriate countermeasures, *Health Phys.* **61** (1991) 715–725.
- [3.36] BERESFORD, N.A., The transfer of Ag-110m to sheep tissues, *Sci. Total Environ.* **85** (1989) 81–90.
- [3.37] ALEXAKHIN, R.A., KORNEEV, N.A. (Eds), Agricultural Radioecology, Ecology, Moscow (1991) (in Russian).
- [3.38] DESMET, G.M., VAN LOON, L.R., HOWARD, B.J., Chemical speciation and bioavailability of elements in the environment and their relevance to radioecology, *Sci. Total Environ.* **100** (1991) 105–124.
- [3.39] KASHPAROV, V.A., et al., Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions, *J. Environ. Radioact.* **72** (2004) 335–353.
- [3.40] SALBU, B., et al., High energy X-ray microscopy for characterization of fuel particles, *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A* **467–468** (2001) 1249–1252.
- [3.41] FESENKO, S.V., SANZHAROVA, N.I., SPIRIDONOV, S.I., ALEXAKHIN, R.M., Dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  bioavailability in a soil–plant system in areas of the Chernobyl nuclear power plant accident zone with a different physico-chemical composition of radioactive fallout, *J. Environ. Radioact.* **34** (1996) 287–313.
- [3.42] GADD, G.M., Role of microorganisms in the environmental fate of radionuclides, *Endeavour* **20** (1996) 150–156.
- [3.43] TAMPONNET, C., PLASSARD, C., PAREKH, N., SANCHEZ, S., “Impact of microorganisms on the fate of radionuclides in rhizospheric soils”, Radioactive Pollutants — Impact on the Environment (BRÉCHIGNAC, F., HOWARD, B., Eds), EDP Sciences, Les Ulis (2001) 175–185.
- [3.44] SANZHAROVA, N.I., et al., Changes in the forms of  $^{137}\text{Cs}$  and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident, *Sci. Total Environ.* **154** (1994) 9–22.
- [3.45] FESENKO, S.V., COLGAN, P.A., LISSIANSKI, K.B., VAZQUEZ, C., GUARDANS, R., The dynamics of the transfer of caesium-137 to animal fodder in areas of Russia affected by the Chernobyl accident and doses resulting from the consumption of milk and milk products, *Radiat. Prot. Dosim.* **69** (1997) 289–299.
- [3.46] SHEVCHOUK, V.E., GOURACHEVSKIY, V.L. (Eds), 15 Years After the Chernobyl Catastrophe: Consequences in the Republic of Belarus and their Overcoming, National Report, Committee on the Problems of the Consequences of the Accident at the Chernobyl NPP, Minsk (2001).
- [3.47] KASHPAROV, V.A., OUGHTON, D.H., ZVARICH, S.I., PROTSAK, V.P., LEVCHUK, S.E., Kinetics of fuel particle weathering and  $^{90}\text{Sr}$  mobility in the Chernobyl 30 km exclusion zone, *Health Phys.* **76** (1999) 251–259.
- [3.48] SANZHAROVA, N.I., FESENKO, S.V., KOTIK, V.A., SPIRIDONOV, S.I., Behaviour of radionuclides in meadows and efficiency of countermeasures, *Radiat. Prot. Dosim.* **64** (1996) 43–48.
- [3.49] BOGDEVITCH, I.M. (Ed.), Guide for Agricultural Practice on Lands Contaminated by Radionuclides in the Republic of Belarus for 2002–2005, Ministry of Agriculture and Food, Minsk (2002) (in Russian).
- [3.50] EHLKEN, S., KIRCHNER, G., Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: A review, *J. Environ. Radioact.* **58** (2002) 97–112.
- [3.51] SAURAS YERA, T., et al.,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  root uptake predictions under close-to-real controlled conditions, *J. Environ. Radioact.* **45** (1999) 191217.
- [3.52] KONOPLEV, A.V., et al., Quantitative assessment of radiocaesium bioavailability in forest soils, *Radiochim. Acta* **88** (2000) 789–792.
- [3.53] KASHPAROV, V.A., et al., Complex monitoring of agricultural products contamination with  $^{90}\text{Sr}$ , *Bull. Agrarian Sci. Special issue* (2001) 38–43 (in Ukrainian).
- [3.54] DEVILLE-CAVELIN, G., et al., Synthesis Report of the Radioecology Project of the French–German Initiative for Chernobyl, FGI Report 04-01, Institute

- for Radiological Protection and Nuclear Safety, Paris (2004).
- [3.55] FESENKO, S.V., et al., Regularities of change in  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations in the long term after the accident at the Chernobyl NPP, *Radiat. Biol. Radiat. ecol.* **44** (2004) 35–49.
- [3.56] SHUTOV, V., et al., personal communication, 2004.
- [3.57] BRUK, G.Y., SHUTOV, V.N., BALONOV, M.I., BASALEYAVA, L.N., KISLOV, M.V., Dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  content in agricultural food products produced in regions of Russia contaminated after the Chernobyl accident, *Radiat. Prot. Dosim.* **76** (1998) 169–178.
- [3.58] PRISTER, B.S., et al., Experimental substantiation in parametrization of the model describing  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  behavior in a soil–plant system, *Environ. Sci. Pollut. Res. Special issue 1* (2003) 126–136.
- [3.59] BERESFORD, N.A., CROUT, N.M.J., MAYES, R.W., HOWARD, B.J., LAMB, C.S., Dynamic distribution of radioisotopes of cerium, ruthenium and silver in sheep tissues, *J. Environ. Radioact.* **38** (1998) 317–338.
- [3.60] CROUT, N.M.J., BERESFORD, N.A., DAWSON, J., SOAR, J., MAYES, R.W., The transfer of  $^{73}\text{As}$ ,  $^{109}\text{Cd}$  and  $^{203}\text{Hg}$  to the milk and tissues of dairy cattle, *J. Agr. Sci. Camb.* **142** (2004) 203–212.
- [3.61] BOGDEVITCH, I.M., “Soil conditions of Belarus and efficiency of potassium fertilizers”, Proc. 16th World Congr. Soil Science, Montpellier, 1998, International Potash Institute, Basel (1999) 21–26.
- [3.62] PRISTER, B. (Ed.), Recommendations on Agriculture Management on Contaminated Territories, Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, Kiev (1998) (in Ukrainian).
- [3.63] BEBESHKO, V.G., et al., General Dosimetric Passportization of Settlements in Ukraine Radioactively Contaminated after the Chernobyl Accident: Summarized Data for 1998–2000, Issue 9, Ministry of Emergencies, Kiev (2001) (in Russian).
- [3.64] CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION, Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental Nuclear Contamination for Use in International Trade, Rep. CAC/GL 5-1989, Codex Alimentarius Commission, Rome (1989).
- [3.65] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna (1996).
- [3.66] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones, *Sci. Total Environ.* **157** (1994) 45–57.
- [3.67] NYLÉN, T., Uptake, Turnover and Transport of Radiocaesium in Boreal Forest Ecosystems, Thesis, Swedish Univ. Agricultural Sciences, Uppsala (1996).
- [3.68] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Modelling the Migration and Accumulation of Radio-nuclides in Forest Ecosystems, IAEA-BIOMASS-1, IAEA, Vienna (2002).
- [3.69] SCHUCK, A., et al., Compilation of a European forest map from Portugal to the Ural mountains based on earth observation data and forest statistics, *Forest Policy Econ.* **5** (2003) 187–202.
- [3.70] SHAW, G., AVILA, R., FESENKO, S., DVORNIK, A., ZHUCHENKO, T., “Modelling the behaviour of radiocaesium in forest ecosystems”, *Modelling Radioactivity in the Environment* (SCOTT, E.M., Ed.), Elsevier, Amsterdam (2002).
- [3.71] JOHANSSON, K., “Radiocaesium in game animals in the Nordic countries”, *Nordic Radioecology: The Transfer of Radionuclides through Nordic Ecosystems to Man* (DAHLGAARD, H., Ed.), Elsevier, Amsterdam (1994) 287–301.
- [3.72] SHCHEGLOV, A.I., TSVETNOVA, O.B., KLYASH-TORIN, A.L., *Biogeochemical Migration of Technogenic Radionuclides in Forest Ecosystems*, Nauka, Moscow (2001).
- [3.73] SHAW, G., personal communication, 2004.
- [3.74] DVORNIK, A.M., ZHUCHENKO, T., personal communication, 2004.
- [3.75] BELL, M., TIKHOMIROV, F. (Eds), *Behaviour of Radionuclides in Natural and Seminatural environments: Experimental Collaboration Project No. 5*, Final Report, Rep. EUR-16531 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).
- [3.76] FESENKO, S.V., et al., Identification of processes governing long-term accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by forest trees following the Chernobyl accident, *Radiat. Environ. Biophys.* **40** (2001) 105–113.
- [3.77] PANFILOV, A., “Countermeasures for radioactively contaminated forests in the Russian Federation”, *Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives* (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 271–279.
- [3.78] OULD-DADA, Z., BAGHINI, N.M., Resuspension of small particles from tree surfaces, *Atmos. Environ.* **35** (2001) 3799–3809.
- [3.79] AMIRO, B.D., DVORNIK, A., “Fire and radioactivity in contaminated forests”, *Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives* (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 311–324.
- [3.80] RUHM, W., KAMMERER, L., HIERSCHE, L., WIRTH, E., The  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$  ratio in fungi as an indicator of the major mycelium location in forest soil, *J. Environ. Radioact.* **35** (1997) 129–148.
- [3.81] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments*, Technical Reports Series No. 364, IAEA, Vienna (1994).

- [3.82] BARNETT, C.L., et al., Radiocaesium intake in Great Britain as a consequence of the consumption of wild fungi, *Mycologist* **15** (2001) 98–104.
- [3.83] JOHANSSON, K., personal communication, 2003.
- [3.84] ZIBOLD, G., personal communication, 2004.
- [3.85] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Assessing Radiation Doses to the Public from Radio-nuclides in Timber and Wood Products, IAEA-TECDOC-1376, IAEA, Vienna (2003).
- [3.86] RAVILA, A., HOLM, E., Radioactive elements in the forest industry, *Sci. Total Environ.* **32** (1994) 339–356.
- [3.87] AVILA, R., et al., “Conceptual overview of FOREST-LAND — A model to interpret and predict temporal and spatial patterns of radioactively contaminated forest landscapes”, *Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives* (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 173–183.
- [3.88] SHAW, G., et al., Radionuclide migration in forest ecosystems — Results of a model validation study, *J. Environ. Radioact.* **84** (2005) 285–296.
- [3.89] KRYSHCHEV, I.I., RYABOV, I.N., “About the efficiency of trophic levels in the accumulation of Cs-137 in fish of the Chernobyl NPP cooling pond”, *Biological and Radioecological Aspects of the Consequences of the Chernobyl Accident* (RYABOV, I.N., RYABTSEV, I.A., Eds), USSR Academy of Sciences, Moscow (1990) 116–121.
- [3.90] HÅKANSON, L., ANDERSSON, T., NILSSON, Y., Radioactive caesium in fish from Swedish lakes in 1986–1988 — General pattern related to fallout and lake characteristics, *J. Environ. Radioact.* **15** (1992) 207–229.
- [3.91] KRYSHCHEV, I.I., Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident, *J. Environ. Radioact.* **27** (1995) 207–219.
- [3.92] RYABOV, I., et al., “Radiological phenomena of the Kojanovskoe Lake”, *The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident* (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 213–216.
- [3.93] ZIBOLD, G., KAMINSKI, S., KLEMT, E., SMITH, J.T., Time-dependency of the  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration in freshwater lakes, measurement and prediction, *Radioprotection-Colloques* **37** (2002) 75–80.
- [3.94] SMITH, J.T., KUDELSKY, A.V., RYABOV, I.N., HADDERINGH, R.H., Radio caesium concentration factors of Chernobyl-contaminated fish: A study of the influence of potassium, and “blind” testing of a previously developed model, *J. Environ. Radioact.* **48** (2000) 359–369.
- [3.95] JONSSON, B., FORSETH, T., UGEDAL, O., Chernobyl radioactivity persists in fish, *Nature* **400** (1999) 417.
- [3.96] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, *Marine Environment Assessment of the Black Sea: Final Report, Technical Cooperation Project RER/2/003*, IAEA, Vienna (2003).
- [3.97] VOITSEKHOVITCH, O.V., KANIVETS, V.V., Maps of Cs-137 in the Bottom Sediments of the Dnieper Reservoirs, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (1997).
- [3.98] COMANS, R.N.J., et al., Modelling Fluxes and Bioavailability of Radiocaesium and Radiostrontium in Freshwaters in Support of a Theoretical Basis for Chemical/Hydrological Countermeasures, Final Report to the European Commission, Netherlands Energy Research, Petten (1999).
- [3.99] VOITSEKHOVITCH, O.V., BORZILOV, V.A., KONOPLEV, A.V., “Hydrological aspects of radionuclide migration in water bodies following the Chernobyl accident”, *Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl*, Rep. EUR 13574, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1991) 528–548.
- [3.100] MATSUNAGA, T., et al., Characteristics of Chernobyl-derived radionuclides in particulate form in surface waters in the exclusion zone around the Chernobyl nuclear power plants, *J. Contam. Hydrol.* **35** (1998) 101–113.
- [3.101] MATSUNAGA, T., et al., Association of dissolved radionuclides released by the Chernobyl accident with colloidal materials in surface water, *App. Geochem.* **19** (2004) 1581–1599.
- [3.102] CARLSON, L., HOLM, E., Radioactivity in *Fucus vesiculosus* L. from the Baltic Sea following the Chernobyl accident, *J. Environ. Radioact.* **15** (1992) 231–248.
- [3.103] KNAPINSKA-SKIBA, D., BOJANOWSKI, R., RADECKI, Z., MILLWARD, G.E., Activity concentrations and fluxes of radiocaesium in the southern Baltic Sea, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **53** (2001) 779–786.
- [3.104] VAKULOVSKY, S.M., et al., “Radioactive contamination of water systems in the area affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident”, *Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident* (Proc. Symp. Vienna, 1989), Vol. 1, IAEA, Vienna (1990) 231–246.
- [3.105] VAKULOVSKY, S.M., et al., Cs-137 and Sr-90 contamination of water bodies in the areas affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident: An overview, *J. Environ. Radioact.* **23** (1994) 103–122.
- [3.106] UKRAINIAN HYDROMETEOROLOGICAL INSTITUTE, *Database of Radiation Measurements of Aquatic Samples*, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (2004).
- [3.107] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, *Radiation Conditions in the Dnieper River Basin*, IAEA, Vienna (2006).
- [3.108] MONTE, L., Evaluation of radionuclide transfer functions from drainage basins of freshwater systems, *J. Environ. Radioact.* **26** (1995) 71–82.

- [3.109] SAXÈN, R., ILUS, E., Discharge of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  by Finnish rivers to the Baltic Sea in 1986–1996, *J. Environ. Radioact.* **54** (2001) 275–291.
- [3.110] KUDELSKY, A.V., SMITH, J.T., ZHUKOVA, O.M., MATVEYENKO, I.I., PINCHUK, T.M., Contribution of river runoff to the natural remediation of contaminated territories (Belarus), *Proc. Acad. Sci. Belarus* **42** (1998) 90–94 (in Russian).
- [3.111] SMITH, J.T., et al., Global analysis of the riverine transport of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$ , *Environ. Sci. Technol.* **38** (2004) 850–857.
- [3.112] HILTON, J., LIVENS, F.R., SPEZZANO, P., LEONARD, D.R.P., Retention of radioactive caesium by different soils in the catchment of a small lake, *Sci. Total Environ.* **129** (1993) 253–266.
- [3.113] KUDELSKY, A.V., SMITH, J.T., OVSIAKKOVA, S.V., HILTON, J., The mobility of Chernobyl-derived  $^{137}\text{Cs}$  in a peatbog system within the catchment of the Pripyat River, Belarus, *Sci. Total Environ.* **188** (1996) 101–113.
- [3.114] SANTSCHI, P.H., BOLLHALDER, S., ZINGY, S., LUCK, A., FARRENKOTHER, K., The self cleaning capacity of surface waters after radionuclide fallout: Evidence from European lakes after Chernobyl 1986–88, *Environ. Sci. Technol.* **24** (1990) 519–527.
- [3.115] COMANS, R.N.J., et al., Mobilization of radiocaesium in pore water of lake sediments, *Nature* **339** (1989) 367–369.
- [3.116] BULGAKOV, A.A., et al., Modelling the long-term dynamics of radiocaesium in a closed lake system, *J. Environ. Radioact.* **61** (2002) 41–53.
- [3.117] KUZMENKO, M.I., et al., Impact of Radionuclide Contamination on Hydrobiota of the Chernobyl Exclusion Zone, Chernobylinterinform, Kiev (2001) (in Russian).
- [3.118] KONOPELEV, A.V., et al., Study of the behavior of  $\text{Cs-137}$  and  $\text{Sr-90}$  in Svyatoe and Kozhanovskoe lakes in the Bryansk region, *Meteorologiyai Gidrologiya* **11** (1998) 78–87 (in Russian).
- [3.119] MINISTRY OF HEALTH, Radiation Safety Standards (RSS-99), Sanitary Rules SR 2.6.1.758-99, Ministry of Health of the Russian Federation, Moscow (1999).
- [3.120] BUCKLEY, M.J., et al., Drawing Up and Evaluating Remediation Strategies for the Chernobyl Cooling Pond, Final Report, Rep. C6476/TR/001/2002, NNC, Knutsford, UK (2002).
- [3.121] NASVIT, O.I., “Radioecological situation in the cooling pond of Chornobyl NPP”, Recent Research Activity about Chernobyl NPP Accident in Belarus, Ukraine and Russia, Rep. KURAI-KR-79, Kyoto University (2002) 74–85.
- [3.122] VOITSEKHOVITCH, O.V., NASVIT, O., LOS, I., BERKOVSKI, V., “Present thoughts on aquatic countermeasures applied to regions of the Dnieper river catchment contaminated by the 1986 Chernobyl accident”, *Freshwater and Estuarine Radioecology* (DESMET, G., et al., Eds), Elsevier, Amsterdam (1997) 75–86.
- [3.123] KONOPELEV, A.V., et al., Validation of models of radionuclide wash-off from contaminated watersheds using Chernobyl data, *J. Environ. Res.* **42** (1999) 131–141.
- [3.124] SMITH, J.T., et al., Temporal change in fallout  $^{137}\text{Cs}$  in terrestrial and aquatic systems: A whole ecosystem approach, *Environ. Sci. Technol.* **33** (1999) 49–54.
- [3.125] SMITH, J.T., VOITSEKHOVITCH, O.V., HÅKANSSON, L., HILTON, J., A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and consumption of freshwater foodstuffs, *J. Environ. Radioact.* **56** (2001) 11–32.
- [3.126] SANSONE, U., VOITSEKHOVITCH, O.V., Modelling and Study of the Mechanisms of the Transfer of Radionuclides from the Terrestrial Ecosystem to and in Water Bodies Around Chernobyl, Rep. EUR 16529 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).
- [3.127] ELLIOTT, J.M., et al., Sources of variation in post-Chernobyl radiocaesium in fish from two Cumbrian lakes (north-west England), *J. Appl. Ecol.* **29** (1992) 108–119.
- [3.128] FLEISHMAN, D.G., “Radioecology of marine plants and animals”, *Radioecology* (KLECHKOVSKY, V.M., POLIKARPOV, G.G., ALEKSAKHIN, R.M., Eds), Wiley, New York (1973) 347–370.
- [3.129] CAMPLIN, W.C., LEONARD, D.R.P., TIPPLE, J.R., DUCKETT, L., Radioactivity in Freshwater Systems in Cumbria (UK) Following the Chernobyl Accident, MAFF Fisheries Research Data Report No. 18, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London (1989).
- [3.130] BLAYLOCK, B.G., Radionuclide data bases available for bioaccumulation factors for freshwater biota, *Nucl. Saf.* **23** (1982) 427–438.
- [3.131] HADDERINGH, R.H., VAN AERSSEN, G.H.F.M., RYABOV, I.N., KOULIKOV, O.A., BELOVA, N., “Contamination of fish with  $^{137}\text{Cs}$  in Kiev reservoir and old river bed of Pripyat near Chernobyl”, *Freshwater and Estuarine Radioecology* (DESMET, G., et al., Eds), Elsevier, Amsterdam (1997) 339–351.
- [3.132] KRYSHCHEV, I.I., SAZYKINA, T.G., Accumulation factors and biogeochemical aspects of migration of radionuclides in aquatic ecosystems in the areas impacted by the Chernobyl accident, *Radiochim. Acta* **66–67** (1994) 381–384.
- [3.133] EREMEEV, V.N., IVANOV, L.M., KIRWAN, A.D., MARGOLINA, T.M., Amount of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{134}\text{Cs}$  radionuclides in the Black Sea produced by the Chernobyl accident, *J. Environ. Radioact.* **27** (1995) 49–63.
- [3.134] KANIVETS, V.V., VOITSEKHOVITCH, O.V., SIMOV, V.G., GOLUBEVA, Z.A., The post-Chernobyl budget of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the Black Sea, *J. Environ. Radioact.* **43** (1999) 121–135.
- [3.135] NIELSEN, S.P., et al., The radiological exposure of man from radioactivity in the Baltic Sea, *Sci. Total Environ.* **237–238** (1999) 133–141.
- [3.136] EUROPEAN UNION, The Radiological Exposure of the Population of the European Community to Radio-

- activity in the Baltic Sea, Rep. EUR 19200 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (2000).
- [3.137] SHESTOPALOV, V.M. (Ed.), Chernobyl Disaster and Groundwater, Balkema, Leiden (2002).
- [3.138] BUGAI, D.A., WATERS, R.D., DZHEPO, S.P., SKALSKY, A.S., Risks from radionuclide migration to groundwater in the Chernobyl 30-km zone, *Health Phys.* **71** (1996) 9–18.
- [3.139] VOITSEKOVITCH, O.V., SHETOPALOV, V.M., SKALSKY, A.S., KAISETS, V.V., Monitoring of Radioactive Contamination of Surface Ground Water Following the Chernobyl Accident, Ukrainian Hydro-meteorological Institute, Kiev (2001) (in Russian).
- [3.140] VOITSEKHOVITCH, O.V., SANSONE, U., ZHELEZNYAK, M., BUGAI, D., “Water quality management of contaminated areas and its effects on doses from aquatic pathways”, *The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident* (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 401–410.
- [3.141] VANDENHOVE, H. (Ed.), PHYTOR, Evaluation of Willow Plantation for the Phytorehabilitation of Contaminated Arable Lands and Flood Plane Areas, Final Report, Rep. SCK•CEN ERB IC15-CT98 0213, SCK•CEN, Mol (2002).
- [3.142] BECHTEL INTERNATIONAL SYSTEMS, ELECTRICITÉ DE FRANCE, BATTELLE MEMORIAL INSTITUTE, Environmental Impact Assessment: New Safe Confinement Conceptual Design: Chernobyl Nuclear Power Plant Unit 4, Bechtel, EDF, Battelle, San Francisco, CA (2003).
- [3.143] UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME, Water Evaluation and Prediction in the Area Affected by the Chernobyl Accident (the Bryansk Region), Final Report of Project RUS/95/004, UNDP, Moscow (2001).
- [3.144] HANSEN, H.J.M., AARKROG, A., A different surface geology in Denmark, the Faroe Islands and Greenland influences the radiological contamination of drinking water, *Water Res.* **24** (1990) 1137–1141.
- [3.145] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides, Technical Reports Series No. 363, IAEA, Vienna (1994).
- [3.146] ZHELEZNYAK, M., SHEPELEVA, V., SIZONENKO, V., MEZHUEVA, I., Simulation of countermeasures to diminish radionuclide fluxes from the Chernobyl zone via aquatic pathways, *Radiat. Prot. Dosim.* **73** (1997) 181–186.
- [3.147] SMITH, J.T., et al., Chernobyl’s legacy in food and water, *Nature* **405** (2000) 141.
- [3.148] CROSS, M.A., SMITH, J.T., SAXÉN, R., TIMMS, D.N., An analysis of the time dependent environmental mobility of radiostrontium in Finnish river catchments, *J. Environ. Radioact.* **60** (2002) 149–163.
- [3.149] KONOPLEV, A.V., et al., “Physico-chemical and hydraulic mechanisms of radionuclide mobilization in aquatic systems”, *The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident* (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 121–135.
- [3.150] FLEISHMAN, D.G., NIKIFOROV, V.A., SAULUS, A.A., KOMOV, V.T., <sup>137</sup>Cs in fish of some lakes and rivers of the Bryansk region and north-west Russia in 1990–1992, *J. Environ. Radioact.* **24** (1994) 145–158.

## 4. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ КОНТРМЕРЫ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Необходимость осуществления срочных защитных действий стала очевидна сразу после того, как произошла чернобыльская авария. Для защиты населения от радиации был применен широкий комплекс контрмер – начиная от срочной эвакуации жителей с территорий с наиболее высоким радиоактивным загрязнением в 1986 году до долгосрочного мониторинга радионуклидов в пищевых продуктах во многих европейских странах. Весь спектр примененных контрмер и их эффективность рассматривались в ряде международных докладов [4.1–4.7].

Основной темой данного раздела является рассмотрение контрмер, которые применялись в отношении окружающей среды для сокращения радиационного воздействия на людей. Во время чернобыльской аварии философия радиационной защиты биологических видов кроме человека еще не была в достаточной мере разработана для того, чтобы ее применять на практике с целью обоснования соответствующих контрмер. Такая политика в настоящее время разрабатывается [4.8].

В настоящем разделе конкретно не рассматриваются аварийные и смягчающие меры, которые применялись в отношении поврежденного реактора с целью сокращения радиоактивных выбросов в окружающую среду; эти аспекты охвачены в других докладах [4.2].

С 1986 года экологические контрмеры применялись в отношении городской, сельскохозяйственной, лесной и водной экосистем. Большинство этих контрмер применялись на основе соответствующих международных и национальных радиологических критерии.

### 4.1. РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ

Контрмеры, называемые защитными действиями на аварийной стадии, и восстановительными или реабилитационными действиями на послеаварийной стадии – это меры, принимаемые для сокращения уровня облучения до разумно достижимого низкого уровня. Основополагающим принципом философии радиационной защиты является оптимизация предотвращенной дозы в сравнении с затратами на применение соответствующих контрмер. Однако затраты и польза контрмер не всегда подда-

ются количественному измерению в чисто денежном выражении. Преимущества контрмер состоят в том, что в них присутствует элемент успокоения и снижения тревоги и страха пострадавшего населения. Однако контрмеры могут также иметь отрицательные последствия – либо непосредственно для экосистем (например, нарушение пищевых циклов), либо для групп населения с экономической точки зрения или в связи с нарушением нормального образа жизни.

#### 4.1.1. Международные радиологические критерии и нормы

Во время чернобыльской аварии в 1986 году соответствующие международные нормы радиационной защиты населения и работников содержались в публикации 26 [4.9] Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ). Конкретные рекомендации по защите населения в случае крупных радиационных аварий содержались в публикации 40 [4.10] МКРЗ. Соответствующие Основные нормы безопасности МАГАТЭ, основанные на рекомендациях МКРЗ, были выпущены в 1982 году [4.11]. Основные принципы современной радиационной защиты – обоснование, оптимизация и ограничение доз – и четкое различие между защитой в нормальных условиях и в условиях вмешательства также содержались в этих документах. В то время годовой предел доз профессионального облучения равнялся 50 мЗв, а для облучения населения – 5 мЗв. Последнее значение рассматривалось в качестве безопасного уровня облучения людей.

Специальные пределы в отношении радиационной защиты населения в случае ядерных или радиационных аварийных ситуаций не были конкретно установлены в этих документах, а вместо этого рекомендовалось:

- a) практически всеми средствами снижать аварийное облучение людей до уровней ниже доз, которые могут привести к детерминированным эффектам для здоровья (острый лучевой синдром, радиационное повреждение соответствующих органов или тканей);
- b) осуществлять вмешательство, (т.е. применять и затем отменять контрмеры, направленные на

снижение стохастических эффектов для здоровья (рак, генетические аномалии), на основе оптимизации, принимающей во внимание как снижение коллективной дозы в результате применения контрмер, так и соответствующие экономические и социальные затраты на вмешательство.

В наиболее актуальном руководстве МКРЗ [4.10] рекомендовались некоторые общие двухуровневые критерии для случаев вмешательства на ранней стадии аварии, укрытие при дозе 5 – 50 мЗв на все тело или 50 – 500 мЗв на отдельные органы; йодопрофилактика, направленная на защиту щитовидной железы от поступления радионуклидов при дозах 50 – 500 мЗв на щитовидную железу; эвакуация при дозах 50 – 500 мЗв на все тело или 500 – 5000 мЗв на отдельные органы. В отношении промежуточной стадии аварии рекомендовались общие критерии 5 – 50 мЗв на все тело или 50 – 500 мЗв на отдельные органы для контроля загрязнения пищевых продуктов радионуклидами, и 50 – 500 мЗв на все тело для переселения.

Затем в связи с озабоченностью населения по поводу радиологических последствий чернобыльской аварии были разработаны новые дополнительные международные правила. Таким образом, в 1989 году Комиссия Codex Alimentarius утвердила указательные уровни содержания радионуклидов в пищевых продуктах, находящихся в международной торговле, для первого года после крупной ядерной аварии (см. таблицу 4.1) [4.12].

Новые международные основные нормы радиационной защиты населения и работников были разработаны МКРЗ в 1990 году после того, как данные

исследований показали, что коэффициенты радиационного риска возникновения стохастических эффектов для здоровья человека были значительно выше, чем считалось ранее. Годовые пределы облучения были значительно (в 2,5 – 5 раз) снижены и установлены равными 20 мЗв для работников и 1 мЗв для лиц из состава населения [4.13]. Последнее значение в настоящее время рассматривается в качестве безопасного уровня облучения людей.

Специальные пределы радиационной защиты в случае ядерных или радиационных аварийных ситуаций в этих документах установлены не были. Позднее были разработаны соответствующие конкретные рекомендации в отношении вмешательства для защиты населения в случае радиационной аварийной ситуации [4.14]. В этом руководстве концепция оптимизации была подтверждена в качестве основной концепции, применяющейся в случае аварийной ситуации, и в дальнейшем она была доработана в отношении дозы, предотвращенной благодаря вмешательству (см. Рис. 4.1). МКРЗ отменила ранее используемые двухуровневые критерии вмешательства и вместо этого рекомендовала применение некоторых уровней вмешательства (в терминах предотвращенной эффективной дозы) – 50 мЗв для укрытия населения, 500 мЗв (дозы на щитовидную железу) для введения йодопрофилактики, 500 мЗв для эвакуации, 1000 мЗв (доза в течение жизни) для переселения и 10 мЗв/год – для контроля пищевых продуктов.

В более поздней публикации МКРЗ (публикация 82) [4.15] рассматривалась радиационная защита населения в условиях продолжительного радиационного облучения, как, например, на территориях, загрязненных в результате чернобыльской

ТАБЛИЦА 4.1. УКАЗАТЕЛЬНЫЕ УРОВНИ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПИЩЕВЫХ ПРОДУКТАХ ПОСЛЕ ИХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЯДЕРНОЙ АВАРИИ ДЛЯ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ В МЕЖДУНАРОДНОЙ ТОРГОВЛЕ [4.12]

	Пищевые продукты для общего потребления (Бк/г)	Молоко и пища для новорожденных (Бк/г)
Цезий-134, 137	1	1
Йод-131	1	0,1
Стронций-90	0,1	0,1
Плутоний-239, америций-241	0,01	0,001

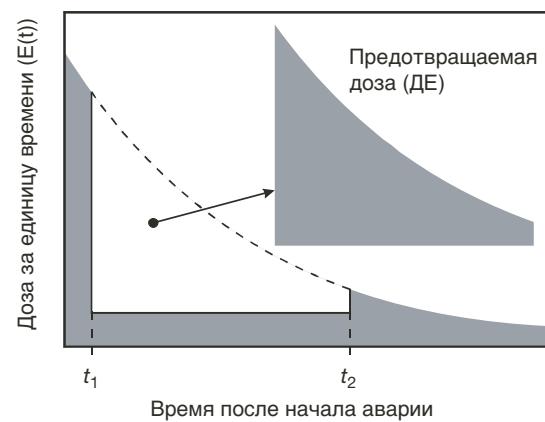


РИС. 4.1. Предотвращаемая доза и эффективная доза, накопленные за единицу времени в качестве функции времени, когда защитные меры вводятся во время  $t_1$  и отменяются во время  $t_2$ .

аварии. В этом документе МКРЗ дает общие рекомендации на основе принципа оптимизации, но также предлагает общие радиологические критерии для принятия решений в отношении применения контрмер. В частности, она предлагает значение “существующей годовой дозы”, включая дозы внешнего и внутреннего облучения от природных и техногенных радионуклидов, на уровне 10 мЗв в качестве общей дозы, ниже которой вмешательство обычно не является целесообразным. Это не исключает применения вмешательства при более низких дозах, если оптимизационный анализ для конкретной площадки доказывает, что это необходимо. Кроме прочего, МКРЗ рекомендовала равный 1 мЗв/год общий уровень исключения вмешательства в отношении содержания радионуклидов в потребительской продукции, в основном определяющий облучение человека. Этот критерий может применяться для обоснования контрольных уровней содержания радионуклидов в пищевых продуктах.

#### 4.1.2. Национальные радиологические критерии и нормы

Ограничения доз облучения человека, вызванного чернобыльской аварией, включая нормы содержания радионуклидов в пищевых продуктах, в питьевой воде, древесине и т.д., были введены вскоре после аварии, сначала в СССР, а затем во многих других европейских странах (т.е. в северных стра-

нах, странах Европейского союза и странах Восточной Европы [4.1].

В соответствии с Нормами радиационной безопасности [4.16], действовавшими в 1986 году, Министерство здравоохранения СССР ввело временный предел средней эквивалентной дозы на все тело в размере 100 мЗв на первый год после чернобыльской аварии (с 26 апреля 1986 года по 26 апреля 1987 года), затем 30 мЗв в течение второго года и 25 мЗв на 1988 и 1989 годы [4.3]. В общем, до 1 января 1990 года допустимой дозой для населения в результате радиоактивного выброса чернобыльской аварии считалась доза, не превышающая 173 мЗв.

Для ограничения внутреннего облучения лиц из состава населения в СССР были введены временные допустимые уровни (ВДУ) содержания радионуклидов в пищевых продуктах и питьевой воде. В таблице 4.2 представлены ВДУ для основных пищевых продуктов [4.3, 4.17]. Первый набор ВДУ был утвержден Министерством здравоохранения СССР 6 мая 1986 года в отношении концентрации йода-131 в пищевых продуктах и был направлен на ограничение дозы на щитовидную железу у детей до значения 300 мГр. Следующий набор ВДУ, принятый 30 мая 1986 года, касался содержания всех бета-излучателей в пищевых продуктах в результате поверхностного загрязнения, причем особое внимание уделялось экологически мобильным и долгоживущим радионуклидам цезия. Затем ВДУ были

ТАБЛИЦА 4.2. ВРЕМЕННЫЕ ДОПУСТИМЫЕ УРОВНИ (Бк/кг) СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПИЩЕВЫХ ПРОДУКТАХ И ПИТЬЕВОЙ ВОДЕ, УСТАНОВЛЕННЫЕ В СССР (1986–1991 ГОДЫ) ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ [4.3, 4.17]

	ВДУ			
	4104–88	129–252	ВДУ-88	ВДУ-91
Дата принятия	6 мая 1986 г.	30 мая 1986 г.	15 дек. 1987 г.	22 января 1991 г.
Радионуклид	Йод-131	бета-излучатели	Цезий-134 и цезий-137	Цезий-134 и цезий-137 Стронций-90
Питьевая вода	3700	370	18,5	18,5 3,7
Молоко	370–3700	370–3700	370	370 37
Молочные продукты	18 500–74 000	3700–18 500	370–1850	370–1850 37–185
Мясо и мясные продукты	—	3700	1850–3000	740 —
Рыба	37 000	3700	1850	740 —
Яйца	—	37 000	1850	740 —
Овощи, фрукты, картофель, корнеплоды	—	3700	740	600 37
Хлеб, мука, зерновые	—	370	370	370 37

ТАБЛИЦА 4.3. УРОВНИ ДЕЙСТВИЙ (Бк/кг) ДЛЯ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ЦЕЗИЯ В ПИЩЕВЫХ ПРОДУКТАХ, УСТАНОВЛЕННЫЕ ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ [4.3, 4.5]

Год принятия	Action level				
	Комиссия Codex Alimentarius	ЕС	Беларусь	Российская Федерация	Украина
1989	1986	1999	2001	1997	
Молоко	1000	370	100	100	100
Детское питание	1000	370	37	40–60	40
Молочные продукты	1000	600	50–200	100–500	100
Мясо и мясные продукты	1000	600	180–500	160	200
Рыба	1000	600	150	130	150
Яйца	1000	600	—	80	6 Бк/яйцо
Овощи, фрукты, картофель, корнеплоды	1000	600	40–100	40–120	40–70
Хлеб, мука, зерновые	1000	600	40	40–60	20

введены в 1988 году (ВДУ-88) и в 1991 году (ВДУ-91), которые касались суммарной активности  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . В ВДУ-91, помимо радионуклидов цезия, были также введены ВДУ для  $^{90}\text{Sr}$ .

Годовое потребление сельскими жителями обычного рациона питания, если все компоненты содержали радионуклиды цезия на уровне ВДУ-86, могло привести к получению дозы внутреннего облучения менее 50 мЗв (в ВДУ-88 это было менее 8 мЗв, и в ВДУ-91 – менее 5 мЗв).

Уровни действий для  $^{131}\text{I}$  в пищевых продуктах, установленные в некоторых европейских странах в мае 1986 года, находились в диапазоне 500 – 5000 Бк/кг. Позднее компетентные органы ЕС установили два значения для содержания радионуклидов цезия в импортных пищевых продуктах, одно для молока и детского питания и другое – для всех других пищевых продуктов (см. таблицу 4.3) [4.3, 4.5]. Подобные значения были введены в северных странах, за исключением природных продуктов (оленина, дичь, пресноводная рыба, лесные ягоды, грибы и орехи), которые являются важными продуктами питания для некоторых групп местного населения и в особенности для аборигенов. Таким образом, в первый месяц Швеция ввела уровни действий 5 кБк/кг для  $^{131}\text{I}$  и 10 кБк/кг для  $^{137}\text{Cs}$  в импортных пищевых продуктах; для местных пищевых продуктов соответствующие значения равнялись 2 и 1 кБк/кг. В середине мая были введены уровни действий 300 Бк/кг для  $^{137}\text{Cs}$  во всех пищевых продуктах и 2 кБк/кг для  $^{131}\text{I}$  в молоке и молочных продуктах. Для лесных продуктов, производимых или потребляемых в северных странах, значения уровней дей-

ствий составляли от 1500 до 6000 Бк/кг в различных странах в различные периоды времени.

Наряду с нормами для пищевых продуктов в СССР были введены нормы для сельскохозяйственного сырья, древесины (см. раздел 4.3) и трав, а также в отношении загрязнения бета-излучателями различных поверхностей [4.3].

Общая политика СССР и затем компетентных органов отдельных республик заключалась в том, чтобы снижать как радиологические критерии, так и ВДУ по мере естественного улучшения радиологической обстановки в результате распада радионуклидов и их проникновения в почву и фиксации в ней. Постепенное уменьшение значений ВДУ использовалось в качестве средства для того, чтобы заставить производителей применять технологии, которые снижают содержание радионуклидов в продуктах, с целью ограничения соответствующего облучения человека. ВДУ были разработаны экспертами на основе сбалансированности между желанием снизить дозы внутреннего облучения населения с необходимостью поддерживать выгодное сельскохозяйственное производство и лесное хозяйство в контролируемых зонах. Различные контрольные уровни для многочисленных групп пищевых продуктов были установлены с целью не ограничивать потребление любых пищевых продуктов, за исключением случаев, когда критерий дозы мог быть превышен.

К концу 1991 года СССР распался на отдельные страны, среди которых Беларусь, Российская Федерация и Украина были наиболее сильно пострадавшими в результате чернобыльской аварии. Впоследствии каждая страна осуществляла свою

собственную политику радиационной защиты населения. Благодаря тому, что МКРЗ в 1990 году признала 1 мЗв в качестве предела годовой эффективной дозы для населения в регулируемых ситуациях (практической деятельности), этот уровень был сочен компетентными органами трех стран безопасным также и в послеаварийных условиях. Поэтому он до сих пор используется в национальных законодательствах как уровень вмешательства по годовой дозе, полученной в результате выпадения чернобыльских радиоактивных осадков, для введения контрмер, включая долговременные реабилитационные меры.

Существующие в настоящее время национальные ВДУ для пищевых продуктов, питьевой воды и древесины в этих трех странах сравнимы друг с другом (см. таблицу 4.3), и все они значительно ниже установленных ЕС максимально допустимых уровней в отношении импорта [4.5] и указательных уровней Комиссии Codex Alimentarius для радионуклидов в пищевых продуктах, находящихся в международной торговле [4.12].

Государственные компетентные органы трех стран пытаются выполнять ВДУ, установленные в отношении пищевых продуктов, и критерии дозы путем применения экологических контрмер, которые описаны ниже, и путем инспектирования пищевых продуктов в каждой стране.

## 4.2. ДЕЗАКТИВАЦИЯ ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ

Дезактивация населенных пунктов являлась одной из основных контрмер, применяемых для снижения уровня внешнего облучения населения и занимавшихся очисткой работников во время первоначального периода принятия ответных мер после чернобыльской аварии. Непосредственная цель дезактивации населенных пунктов состояла в удалении источников излучения, находящихся в населенной городской среде.

Анализ источников внешнего облучения различных групп населения, живущих на загрязненных территориях, показал, что значительную часть дозы люди получают от источников, содержащихся в почве, на покрытых поверхностях, таких, как асфальт и бетон, а также в меньшей степени на стенах и крышиах зданий. Поэтому наиболее эффективные способы дезактивации включали удаление верхнего слоя почвы.

Эффективность дезактивации может быть охарактеризована путем применения следующих параметров: фактора снижения мощности дозы

(ФСМД), который равен относительному снижению мощности дозы над поверхностью после дезактивации, и фактора снижения дозы (ФСД), который учитывает снижение эффективной дозы внешнего облучения отдельных лиц от гамма-излучающих радионуклидов, находящихся в окружающей среде.

### 4.2.1. Исследования в области дезактивации

Для обеспечения высокой эффективности дезактивации и низких соответствующих затрат были выполнены несколько исследовательских проектов, нацеленных на определение значений ФСМД и ФСД для конкретных способов дезактивации, применяемых в отношении различных поверхностей и артефактов в среде обитания человека [4.18–4.20]. В докладах о результатах этих экспериментальных и теоретических исследований содержатся подтвержденные модели дезактивации городской среды, наборы модельных параметров и практических рекомендаций по очистке в различные периоды времени после радиоактивного загрязнения городской среды. Основанная на хорошо разработанных методах анализа “затраты–польза” предварительная оценка реабилитации среды рекомендуется для обоснования дезактивации и оптимизации ее осуществления.

Согласно данным, полученным в результате этих и других исследований, вклад различных городских поверхностей в дозу внешнего облучения человека и соответствующие возможности снижения дозы определяются планами населенных пунктов и домов, конструкционными материалами, родом занятий населения, характером выпадения радионуклидов (сухим или влажным), радионуклидным и радиохимическим составом выброса, а также временем (см. раздел 3.2).

После сухого выпадения чистка улиц, удаление деревьев и кустов, а также распахивание садов и огородов является эффективным и недорогим способом достижения весьма значительного сокращения дозы и высоко котируется в перечне краткосрочных приоритетных методов реабилитации среды. Крыши вносят важный вклад в формирование дозы, но стоимость чистки крыш высока, и эта контрмера невысоко котируется в перечне приоритетов. Стены меньше влияют на формирование дозы, дезактивировать их дорого и сложно, поэтому их очистка котируется весьма низко.

В случае влажного выпадения дезактивация садов и лужаек, как в краткосрочном, так и в долгосрочном плане, является первым приоритетом, поскольку этим относительно недорогим способом

можно достичь значительного сокращения дозы (~60%). Очистка улиц также может оказаться полезной.

При планировании дезактивации в долгосрочной перспективе важно принимать во внимание вклад дозы внешнего облучения в суммарную дозу (внешнего и внутреннего) облучения. На территориях, где преобладают глинистые почвы, перенос радионуклидов цезия в пищевой цепочке и соответствующая доза внутреннего облучения незначительны. В таких районах относительное сокращение суммарной дозы близко к значению ФСД. Напротив, на территориях с песчаными и другими почвами, где превалируют долгосрочное внутреннее облучение, относительное сокращение суммарной дозы в результате дезактивации деревень не столь значительно.

#### 4.2.2. Чернобыльский опыт

В период с 1986 по 1989 годы в городах и деревнях СССР, наиболее загрязненных после чернобыльской аварии, была проведена крупномасштабная дезактивация. Эта деятельность обычно проводилась военными и включала мытье зданий водой или специальными растворами, очистку жилых районов, удаление загрязненной почвы, очистку и мытье дорог, а также дезактивацию открытых источников водоснабжения. Особое внимание уделялось детским садам, школам, больницам и другим зданиям, часто посещаемым большим количеством людей. В общей сложности было обработано более тысячи населенных пунктов; это включало очистку десятков тысяч жилых и общественных зданий и более тысячи сельскохозяйственных ферм [4.18, 4.21, 4.22].

В первоначальный период после аварии ингаляционное поступление повторно взвешенных радиоактивных частиц почвы и ядерного топлива могло внести значительный вклад в формирование дозы внутреннего облучения. Для избежания образования пыли использовалось разбрызгивание органических растворов по загрязненной территории, с тем чтобы создать невидимую полимерную пленку после их высыхания. Этот метод применялся на Чернобыльской атомной электростанции и в пределах ЧЗО весной и летом 1986 года. Во избежание образования пыли и удаления радионуклидов в систему канализации в городах производился полив улиц. Эффективность первых усилий по дезактивации в 1986 году еще предстоит проанализировать в количественном выражении. Однако, согласно

данным Лося и Лихтарева [4.93] ежедневный полив улиц в Киеве снизил коллективную дозу внешнего облучения его трехмиллионного населения на 3000 человеко-зивертов, а дезактивация школ и школьных дворов еще на 600 человеко-зивертов.

В зависимости от используемых технологий дезактивации мощность дозы на различных измеренных участках была снижена в 1,5–15 раз. Однако высокая стоимость таких мероприятий не позволила провести их повсеместно на всех загрязненных территориях. Из-за таких ограничений фактическая эффективность сокращения годовой дозы внешнего облучения составила 10–20% в среднем для населения и варьировалась от около 30% в отношении детей, посещающих детские сады и школы, до менее чем 10% для людей, работающих на открытом воздухе (пастухи, лесники и т.д.). Эти данные были подтверждены измерениями индивидуальных доз внешнего облучения, проведенными до и после крупномасштабной кампании по дезактивации в 1989 году в Брянской области Российской Федерации [4.18].

Регулярный мониторинг подвергшихся дезактивации участков в населенных пунктах в течение пяти лет показал, что после 1986 года не было значительного повторного загрязнения, и что мощность дозы облучения в долгосрочном плане снижалась, как это описано в разделе 5.1 доклада. По оценкам предотвращенная коллективная доза внешнего облучения 90 000 жителей 93 наиболее загрязненных населенных пунктов в Брянской области составила около 1000 человеко-зивертов [4.18].

С 1990 года крупномасштабная дезактивация в странах бывшего СССР была прекращена, но особенно загрязненные участки и конкретные здания с измеренными высокими уровнями загрязнения подвергались очистке. Некоторые мероприятия по дезактивации до сих пор продолжаются в Беларуси, они направлены в основном на очистку общественных зданий и территорий: больниц, школ, зон отдыха и т.д. Однако в некоторых загрязненных белорусских деревнях была проведена очистка домов и ферм [4.22].

Кроме того, в рамках мероприятий по дезактивации продолжается очистка промышленного оборудования и зданий, загрязненных в результате работы вентиляционных систем во время периода выпадения радионуклидов в 1986 году и сразу после этого. В Беларуси ежегодно производится дезактивация от 20 до 30 промышленных зданий и вентиляционных систем [4.22].

#### 4.2.3. Рекомендуемые технологии дезактивации

В соответствии с существующей в настоящее время методологией радиационной защиты решение о вмешательстве (дезактивации) и выборе опимальных технологий дезактивации должно приниматься с учетом стоимости всех мероприятий и социальных факторов. Расчет затрат должен охватывать различные технологии дезактивации, в отношении которых была проведена оценка предотвращаемой дозы. Польза (предотвращаемая коллективная эффективная доза) и вред (расходы, коллективные дозы для работников, осуществляющих дезактивацию) должны сравниваться в отношении каждой технологии дезактивации путем проведения анализа затраты-польза [4.9] или многофакторного анализа [4.24], который может включать качественные социальные факторы.

Приоритеты, которые могут быть отданы различным процедурам в стратегии дезактивации, должны быть основаны на конкретных условиях окружающей среды. Тем не менее, на основе совокупного опыта и результатов исследований может быть рекомендован следующий общий набор основных простых процедур долгосрочной дезактивации.

- a) Снятие верхнего 5–10-сантиметрового слоя почвы (в зависимости от глубины распределения активности) во дворах перед жилыми зданиями, вокруг общественных зданий, школ и детских садов, а также с обочин дорог внутри населенного пункта. Снятый наиболее загрязненный слой почвы должен помещаться в специально вырытые ямы на территории частных домовладений или на территории населенного

пункта. Чистая почва из ям должна использоваться для покрытия дезактивированных участков. Такая технология исключает образование специальных мест захоронения радиоактивных отходов.

- b) Частные фруктовые сады следует обрабатывать путем глубокого вспахивания или удаления верхнего 5–10-сантиметрового слоя почвы. К настоящему времени огороды уже перепаханы много раз, и распределение активности в почве будет равномерным на глубине 20–30 сантиметров.
- c) Покрытие подвергшихся дезактивации участков дворов и т.д. слоем чистого песка или, где возможно, слоем гравия для ослабления остаточной радиации (см. пункт а)).
- d) Очистка или замена крыши.

Эти процедуры можно применять как для дезактивации отдельных частных садов и домов, так и для дезактивации населенных пунктов в целом. Очевидно, что в последнем случае воздействие дезактивации на дальнейшее сокращение дозы внешнего облучения будет более эффективным. Достижимые факторы дезактивации для различных городских поверхностей представлены в таблице 4.4. Подробные данные об эффективности, технологиях, необходимом оборудовании, стоимостных и временных затратах, количестве радиоактивных отходов и других параметрах процедур дезактивации содержатся в [4.25].

Радиоактивные отходы, образующиеся в результате дезактивации городских территорий, должны удаляться в соответствии с установленными регулирующими требованиями. В случае крупномасштабной дезактивации должно быть предусмотрено

ТАБЛИЦА 4.4. ДОСТИЖИМЫЕ ФАКТОРЫ ДЕЗАКТИВАЦИИ (ОТН. ЕД.) ДЛЯ РАЗЛИЧНЫХ ГОРОДСКИХ ПОВЕРХНОСТЕЙ [4.25]

	Метод	ФСМД
Окна	Мытье	10
Стены	Пескоструйная обработка	10–100
Крыши	Водоструйная или пескоструйная обработка	1–100
Сады	Вскапывание	6
Сады	Удаление поверхности почвы	4–10
Деревья и кустарники	Спиливание или удаление	~10
Улица	Подметание и пылеудаление пылесосом	1–50
Улицы (асфальт)	Изоляционное покрытие	>100

рено временное хранение на специальных изолированных участках, из которых дальнейший выброс активности в окружающую среду будет весьма незначительным. Такие участки должны быть обозначены международным знаком радиационной опасности.

#### 4.3. СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ КОНТРМЕРЫ

Осуществление сельскохозяйственных контрмер после чернобыльской аварии было весьма широким как в наиболее пострадавших странах бывшего СССР, так и в Западной Европе. Основная цель сельскохозяйственных контрмер заключалась в производстве пищевых продуктов с концентрациями радионуклидов ниже уровней действий<sup>1</sup>. Применение контрмер в системах интенсивного сельскохозяйственного производства в основном было ограничено территориями Беларуси, Российской Федерации и Украины, хотя некоторые запрещения на употребление пищевых продуктов были первоначально введены в Восточной Европе. Большое число контрмер широко применялось в первые несколько лет после аварии, и они продолжают применяться в настоящее время. Кроме того, в этих трех странах контрмеры применялись в отношении производства пищевых продуктов частными фермерами с естественных лугов, на которых в течение многих лет наблюдалась высокая концентрация <sup>137</sup>Cs [4.3, 4.4, 4.7].

Высокий и устойчивый перенос <sup>137</sup>Cs также происходил на многих загрязненных территориях Западной Европы. В этих странах контрмеры были в основном нацелены на контроль животноводческой продукции, например, в отношении скота, пасущегося на естественных пастбищах.

##### 4.3.1. Первоначальная стадия

Со 2 по 5 мая 1986 года совместно с людьми из ЧЗО были эвакуированы 50 000 голов скота, 13 000 свиней, 3300 овец и 700 лошадей [4.26]. В пределах ЧЗО более 20 000 сельскохозяйственных и домашних животных, включая кошек и собак, оставшихся после эвакуации, были уничтожены и захоронены. В связи с отсутствием кормов для эвакуированных животных и трудностями с содержанием большого числа животных на территориях, куда они были перевезены, был произведен убой множества эвакуированных животных [4.27, 4.28]. В

острый период после аварии не представлялось возможным дифференцировать различные уровни загрязнения животных, и в период с мая по июль 1986 года общее число забитых животных составило 95 500 голов крупного рогатого скота и 23 000 свиней.

Множество туш было захоронено, а некоторые хранились в холодильниках, но это повлекло за собой большие гигиенические, практические и экономические трудности. Выбраковка мяса была доступной и эффективной контрмерой, направленной на снижение дозы от перорального поступления животноводческих продуктов, и широко использовалась в СССР и других странах. Однако это был весьма дорогостоящий процесс и в результате образовались большие количества загрязненных отходов.

В первые недели после аварии основной целью применения контрмер в СССР было снижение концентрации <sup>131</sup>I в молоке или предотвращение поступления загрязненного молока в пищевые цепочки. Ниже приведены рекомендации [4.29] в отношении способов достижения этой цели:

- a) исключение из рациона питания животных загрязненного травостоя на пастбищах путем их перевода с пастбищного кормления на кормление в коровниках чистыми кормами;
- b) радиационный мониторинг на молокозаводах и последующее изъятие молока, в котором концентрации <sup>131</sup>I были выше уровней действий (3700 Бк/л в то время);
- c) переработка изъятого молока (в основном в продукты длительного хранения, такие, как сгущенное или сухое молоко, сыр или масло).

В первые несколько дней после аварии контрмеры были в основном направлены на контроль молока из коллективных хозяйств и охватывали небольшое число личных подсобных хозяйств. Информация в отношении контроля молока представлялась только руководителям и местным властям и не доводилась до владельцев индивидуальных хозяйств из числа сельского населения. Это привело к ограниченному применению контрмер, особенно в отношении производимого индивидуальными хозяйствами молока в сельских населенных пунктах, что в результате привело к их низкой эффективности в некоторых районах.

Через несколько недель после аварии началось кормление животных "чистыми" кормами, поскольку это представляло собой потенциальную возможность снижения концентрации <sup>137</sup>Cs у скота до

<sup>1</sup> В странах бывшего СССР так называемые временные допустимые уровни (ВДУ).

приемлемых уровней в течение 1–2 месяцев. Однако эта контрмера на этой стадии не применялась в широком масштабе, частично из-за отсутствия незагрязненных кормов в начале вегетационного периода.

В начале июня 1986 года были составлены карты плотности радиоактивных выпадений в загрязненных районах. Это позволило оценить степень загрязнения пастбищ и определить места, в которых могло быть обнаружено загрязненное молоко.

Во время вегетационного периода в 1986 году, когда еще сохранялось значительное поверхностное загрязнение растений, основные контрмеры в сельском хозяйстве носили ограничительный характер. В первые несколько месяцев серьезно загрязненные земельные угодья были выведены из пользования и были разработаны рекомендации в отношении подходящих контрмер, которые позволили бы продолжать процесс сельскохозяйственного производства на менее загрязненных территориях. В наиболее серьезно затронутых регионах был введен запрет на содержание молочного скота. Для сокращения уровней загрязнения сельскохозяйственных культур эффективным методом являлась задержка сбора кормовых и пищевых злаков. Был введен радиационный контроль продукции на каждой стадии производства, хранения и обработки пищевых продуктов [4.3, 4.30].

На основе радиологического обследования, проведенного с мая по июль 1986 года, приблизительно 130 000, 17 300 и 57 000 гектаров сельскохозяйственных угодий в Беларуси, Российской Федерации и Украине соответственно, были первоначально выведены из хозяйственного использования [4.31].

С июня 1986 года стали применяться другие контрмеры, направленные на сокращение поглощения  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственными продуктами, которые заключались в следующем:

- i) запрет убоя животных в районах, где уровни загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  превышали  $555 \text{ кБк}/\text{м}^2$  (перед убоем животных надо было в течение полутора месяцев кормить чистыми кормами);
- ii) сведение к минимуму внешнего облучения и образования загрязненной пыли путем невыполнения некоторых процедур, обычно используемых при производстве сельскохозяйственных культур;
- iii) ограничение использования загрязненного навоза в качестве удобрения;
- iv) приготовление силоса из кукурузы вместо сена;

- v) ограничение потребления молока, производимого в частном секторе;
- vi) обязательный радиационный мониторинг сельскохозяйственных продуктов;
- vii) обязательная обработка молока.

Дезактивацию путем удаления верхнего слоя почвы не сочли целесообразной для сельскохозяйственных угодий из-за высокой стоимости процесса, потери плодородности почвы и серьезных экологических проблем, связанных с захоронением загрязненной почвы.

В августе–сентябре 1986 года каждый колхоз получил карты уровней загрязнения их сельскохозяйственных угодий и руководство в отношении потенциального загрязнения продуктов, включая инструкции по ведению индивидуального хозяйства [4.3, 3.30].

В некоторых странах Западной Европы первоначально было рекомендовано не потреблять питьевую воду из местных источников водоснабжения.

За пределами стран бывшего Советского Союза некоторые наиболее высокие уровни выпадений наблюдались в Швеции. Вначале в Швеции были введены уровни действий в отношении активности  $^{131}\text{I}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в импортных и местных пищевых продуктах (см. раздел 4.1.2). Ряд других ответных мер применялся следующим образом: а) скот не выводился на пастбища, если уровни активности на поверхности почвы превышали  $10 \text{ кБк}/\text{м}^2$  по  $^{131}\text{I}$  и  $3 \text{ кБк}/\text{м}^2$  по радиоактивному цезию; б) было рекомендовано не употреблять свежие листовые овощи и мыть другие свежие овощи; с) были введены ограничения на использование осадков сточных вод для удобрения почв; д) была рекомендована глубокая вспашка почвы; е) при уборке кормовых трав был рекомендован более высокий уровень среза.

В Норвегии на полях проводился послеуборочный мониторинг сельскохозяйственных культур, и те культуры, в которых содержание радиоактивного цезия превышало  $600 \text{ Бк}/\text{кг}$  живого веса, отбраковывались и снова запахивались в землю. Проводился также послеуборочный мониторинг июньского сена и силоса, и если концентрации радионуклидов в этой продукции превышали указательные уровни, она не использовалась в качестве фуражных кормов.

В Германии часть молока из Баварии направлялась на молокозаводы для переработки в сухое молоко. Предполагалось, что это сухое молоко пойдет на корм свиньям, но этого не было сделано, поскольку концентрация радиоактивного цезия была весьма высокой.

В Соединенном Королевстве был рекомендован контроль потребления рыжей куропатки (тетерева) и были введены ограничения на передвижение и убой пасущихся в горах овец в ряде наиболее загрязненных районов Соединенного Королевства.

В Австрии в течение короткого периода в мае 1986 года было рекомендовано не кормить коров свежей травой [4.32].

#### 4.3.2. Поздняя стадия

В ходе радиологических обследований сельскохозяйственных продуктов выяснилось, что к концу 1986 года в четырех областях Российской Федерации (Брянская, Тульская, Калужская и Орловская), в пяти областях Украины (Киевская, Житомирская, Ровенская, Волынская и Черниговская) и в трех областях Беларуси (Гомельская, Могилевская и Брестская) имелись пищевые продукты, которые превышали уровни действий в отношении радиоактивного цезия. На наиболее загрязненных территориях Гомельской, Могилевской, Брянской, Киевской и Житомирской областей в первый год после аварии доля зерна и молока, превышающая уровни действий, составляла около 80% [4.3, 4.7, 4.26].

Кроме того, в начале 1990-х годов в Украине 101 285 га сельскохозяйственных земель были выведены из сельскохозяйственного использования (на около 30% этой территории уровень загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  составлял более 555 кБк/м<sup>2</sup>). Из некоторых населенных пунктов вместе с людьми был вывезен находящийся в частном владении крупный рогатый скот. Для непереселенных жителей было организовано снабжение “чистыми” пищевыми продуктами, производимыми в колхозах или доставлявшимися из “чистых” регионов.

В 1987–1988 годах в Российской Федерации производилась дальнейшая эвакуация сельскохозяйственных животных, но на более избирательной основе, чем в Украине. С территорий, уровень загрязнения которых превышал 555 кБк/м<sup>2</sup>, были вывезены все овцы по причине интенсивного перехода радиоактивного цезия в организм этих жвачных животных. Что касается скота в регионах с загрязнением выше 555 кБк/м<sup>2</sup>, то 6880 голов скота были вывезены, но многие семьи не захотели отдавать своих животных.

После того, как выяснилось, что дезактивация и используемые контрмеры не достаточны для снижения доз до приемлемого уровня, в Беларуси в 1989 году были переселены жители 52 населенных пунктов. Кроме того, в 1991 году в рамках двух

новых законов некоторым людям разрешили переселяться из загрязненных районов, и жители некоторых населенных пунктов были переселены. В общей сложности были переселены жители 470 населенных пунктов. В ходе этого переселения, где это было возможно, на новые места проживания людей также вывозились принадлежащие им сельскохозяйственные животные.

Применение контрмер в загрязненных районах преследовало две основные цели радиационной защиты. Первая заключалась в том, чтобы гарантировать соответствующее уровням действий производство пищевых продуктов и обеспечить, чтобы годовая эффективная доза у местного населения не превышала 1 мЗв. Вторая цель заключалась в сведении к минимуму общего содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции. Как правило, чем раньше были применены сельскохозяйственные контрмеры, тем выше была их эффективность [4.33].

С 1987 года высокие концентрации радиоактивного цезия в сельскохозяйственной продукции наблюдались только в животноводческой продукции; применение контрмер было направлено на снижение концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в молоке и мясе, и это являлось основной стратегии восстановления интенсивного сельского хозяйства. В выращиваемом картофеле и корнеплодах содержание радиоактивного цезия находилось на приемлемо низком уровне. Во второй год после аварии концентрация радиоактивного цезия в зерне была гораздо меньше, чем в течение первого года, и применение контрмер обеспечило то, что в основном объеме зерновых она не превышала значения уровня действий. К 1991 году во всех трех странах лишь в 0.1% зерновых содержание радиоактивного цезия превышало 370 Бк/кг.

Наиболее сложной остающейся проблемой являлось производство соответствующего нормам молока. Однако крупномасштабное применение ряда контрмер (описанных ниже) обеспечило возможность резкого уменьшения количества радиоактивного цезия с концентрациями, превышающими уровни действий во всех трех странах. Изменения по времени превышающих уровень действий концентраций в молоке и мясе показаны на рисунке 4.2. Следует отметить, что и сами значения уровней действий со временем были снижены в каждой из этих трех стран, поэтому данные не могут быть непосредственно сопоставимы. Изменения значений уровней действий в каждой стране показаны на рис. 4.3.

Различия во временной тенденции, показанные на рис. 4.2, в странах главным образом имеют

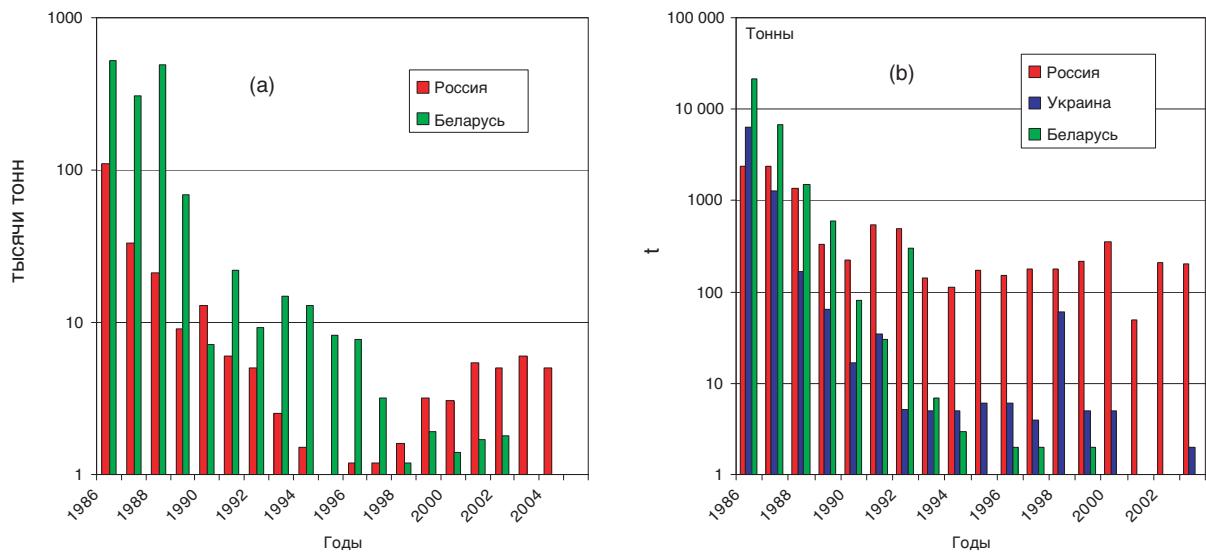


РИС. 4.2. Объемы производства молока a) и мяса b), превышающего уровни действий в Российской Федерации (колхозы и частный сектор), в Украине и Беларусь (только молоко и мясо, поступающие на перерабатывающие заводы) после аварии на Чернобыльской АЭС [4.26].

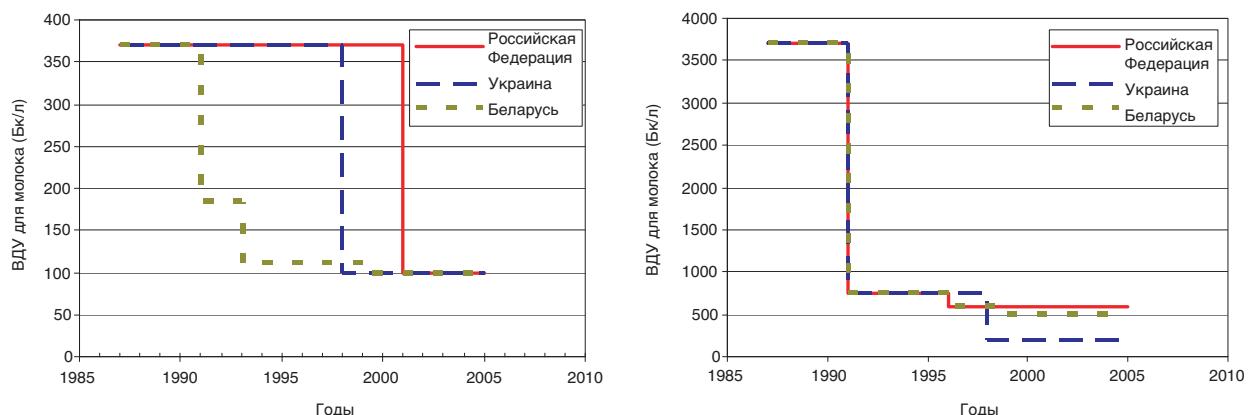


РИС. 4.3. Изменения по времени значений уровней действий (ВДУ) в СССР и затем в трех независимых странах [4.34].

отношение к изменениям в уровнях действий, но также и к масштабам применения контрмер. Это особенно очевидно в отношении российского молока, в котором концентрации радиоактивного цезия после 1997 года повысились из-за отмены некоторых контрмер. Недавнее сокращение объема производства мяса, превышающего значение уровней действий в Украине и Беларусь, - это последствия того, что животные контролируются перед забоем для обеспечения активности в мясе ниже требуемых. В Российской Федерации, где животные также подвергаются мониторингу перед забоем, данные о концентрациях показывают более высокие значения, поскольку они относятся как к личным, так и к коллективным фермерским хозяйствам.

Максимальный эффект в результате применения контрмер был достигнут в 1986-1992 годах.

После этого вследствие финансовых ограничений в середине 1990-х годов использование сельскохозяйственных контрмер было значительно сокращено. Однако путем оптимизации имеющихся ресурсов эффективность контрмер в отношении  $^{137}\text{Cs}$  оставалась на уровне, достаточном для того, чтобы поддерживать приемлемое содержание  $^{137}\text{Cs}$  в основной животноводческой продукции (рис. 4.2).

#### 4.3.3. Контрмеры в системах интенсивного сельскохозяйственного производства

Основные контрмеры, примененные в СССР, а затем в трех независимых странах, кратко описаны ниже. Приоритетным направлением являлось применение химических добавок для улучшения плодородия почв и сокращения степени поглощения

радиоактивного цезия сельскохозяйственными культурами и растениями, которые использовались для фуражных кормов. Степень использования каждой меры в этих трех странах различалась. Рекомендации по контрмерам неоднократно пересматривались и обновлялись [4.35–4.37].

#### 4.3.3.1. Обработка почвы

Обработка почвы сокращает поглощение радиоактивного цезия (и радиоактивного стронция). Эта процедура может включать вспашку, пересев и/или применение азотных, фосфорных, калийных (АФК) удобрений и извести. В результате вспашки радиоактивное загрязнение сначала разбавляется в верхних слоях почвы, откуда корни большинства растений впитывают питательные вещества. Широко использовались как глубокая, так и поверхностная вспашка, а также использовалась вспашка с переворотом пласта. Использование удобрений приводит к повышению урожайности растениеводческой продукции, и таким образом разбавляет радиоактивность в растениях. Кроме того, использование удобрений сокращает степень поглощения корнями и перехода в растения путем уменьшения отношения Cs:K в почвенном растворе [4.30].

Когда обработка почвы включает все вышеупомянутые меры, это обычно называют коренным улучшением; это оказалось наиболее эффективной и практичной контрмерой в отношении лугов, загрязненных чернобыльскими выпадениями. В течение первых несколько лет после аварии внимание было сосредоточено на коренном улучшении, включая значительно увеличенные объемы применения удобрений. Обычно на обработанной земле выращивались высокоценные бобовые растения и зерновые

травы. Характер обработки и эффективность коренного улучшения лугов и пастбищ сильно зависят от типа лугов и свойств почвы. Традиционные способы улучшения поверхности, включая дискование почвы, внесение удобрений и известкование поверхности почвы, оказались менее эффективными. Некоторые болотистые участки были высушены, глубоко вспаханы, обработаны и стали использоваться в качестве лугопастбищных угодий. В 1990-х годах большое внимание уделялось конкретным характеристикам участков для обеспечения того, чтобы используемые методы обработки почвы были наиболее подходящими и эффективными для преобладающих на них условий. Со временем оказалось необходимым произвести повторное внесение удобрений на уже обработанных почвах, но после тщательной оценки соответствующих норм применения. Однако фактические дозы внесения удобрений иногда были ограничены нехваткой финансовых средств [4.30, 4.38].

Территории, на которых были внесены дополнительные удобрения в каждой из трех наиболее пострадавших стран, показаны на рис. 4.4; площади коренного улучшения показаны на рис. 4.5. Среднее количество дополнительно внесенных калийных удобрений составляло около 60 кг/га K<sub>2</sub>O ежегодно в период между 1986 и 1994 годами. В середине 1990-х годов производительность на пахотных землях упала, поскольку ухудшающиеся экономические условия не позволили осуществлять контрмеры в предыдущих масштабах; это привело к возрастанию доли загрязненной продукции. В некоторых областях Российской Федерации это остановило наблюдавшееся ранее снижение объемов молока и мяса, превышающих нормы радиационной безопасности (см. рис. 4.2). Например, на наиболее загрязненных

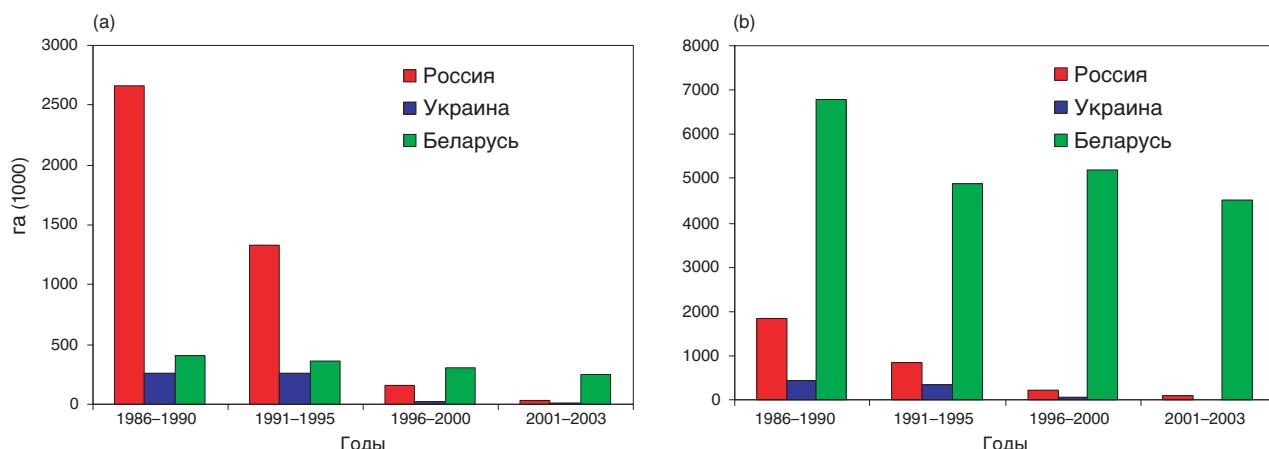


РИС. 4.4. Изменения объема сельскохозяйственных земель, обработанных известкованием а) и минеральными удобрениями б) в наиболее пострадавших в результате чернобыльской аварии странах [4.34].

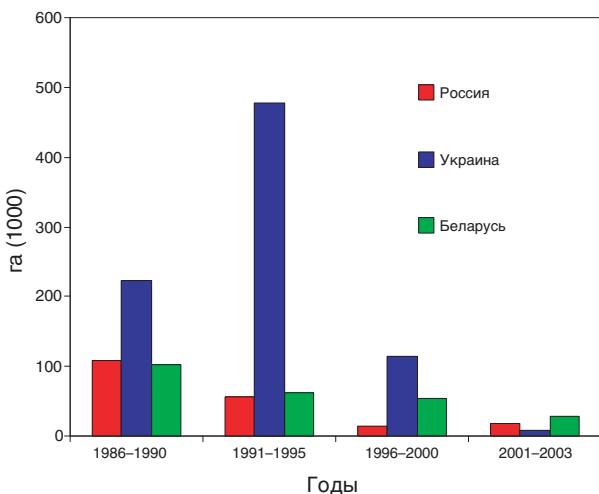


РИС. 4.5. Подвергшиеся коренному улучшению территории в наиболее пострадавших в результате чернобыльской аварии странах [4.34].

территориях, таких, как Новозыбковский район (Брянская область), из-за недостаточного использования калийных удобрений концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в сельскохозяйственной продукции в 1995–1996 годах увеличились более чем на 50% по сравнению с периодом оптимального применения контрмер (1991–1992 годы).

Эффективность обработки почвы определяется влиянием типа почвы, наличия питательных веществ и показателя степени кислотности почвы, а также видами растений, отобранными для пересева. Кроме того, на степень достигнутого сокращения влияют нормы внесения АФК-удобрений и извести. Некоторые исследования показали, что коэффициенты снижения, достигнутые в отношении перехода радиоактивного цезия из почвы в растения после коренного улучшения, известкования и внесения удобрений, составляли от 2 до 4 раз для обедненных песчаных почв и от 3 до 6 раз для почв с большим содержанием органических веществ. Дополнительной пользой являлось уменьшение мощности дозы внешнего облучения в 2–3 раза из-за разбавления слоя поверхностного загрязнения после вспашки.

Хотя связанные с  $^{90}\text{Sr}$  радиологические проблемы являются менее острыми, чем проблемы с  $^{137}\text{Cs}$ , были разработаны некоторые контрмеры и концентрации радиоактивного стронция в переходе из почвы в растения после дискования, вспашки земли и повторного посева снизились в 2–4 раза.

Несмотря на применение этих контрмер в 1997–2000 годах на самых загрязненных территориях Брянской области загрязнение радиоактивным цезием еще на 20% превышало уровни действий в

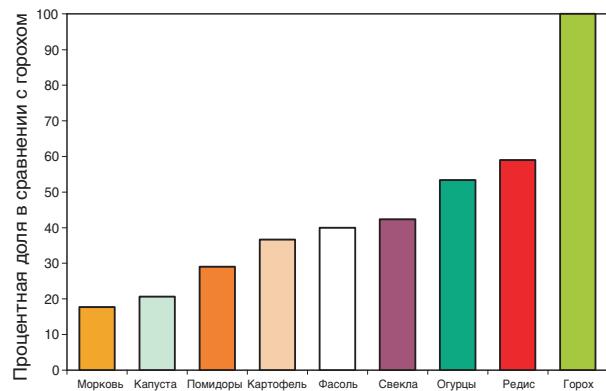


РИС. 4.6. Сравнение поглощения  $^{137}\text{Cs}$  различными сельскохозяйственными растениями, нормализованное к поглощению горохом [4.39].

отношении подножных кормов и используемого на фермах сена. Диапазон концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в сене составлял от 650 до 66 000 Бк/кг сухого веса.

#### 4.3.3.2. Изменения в выращиваемых на загрязненных территориях кормовых культурах

Некоторые виды растений поглощают меньше радиоактивного цезия, чем другие, что подтверждается экспериментальными данными, собранными в Беларуси в период 1997–2002 годов (рис. 4.6). Степень различия весьма значительна, и такие кормовые культуры, как люпин, горох, гречиха и клевер, которые аккумулируют большие количества радиоактивного цезия, были полностью или частично исключены из севооборота.

В Беларуси семена рапса выращиваются на загрязненных территориях с целью получения двух продуктов: пищевого масла и жмыха в качестве корма для животных. Выращиваются те сорта рапса, которые в 2–3 раза поглощают меньше  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , чем другие сорта. При выращивании рапса производится дополнительное внесение удобрений (известкование по 6 т/га и удобрение  $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{180}$ ) для сокращения поступления радиоактивного цезия и радиоактивного стронция в растения примерно в два раза. Это уменьшает загрязнение семян, используемых для производства жмыха. Во время обработки семян рапса радиоактивный цезий и радиоактивный стронций успешно удаляются, и в результате остается лишь незначительное количество. Такой способ производства рапсового масла доказал свою эффективность, экономическую рентабельность и оказался весьма жизнеспособным методом использования загрязненных земель с целью получения выгоды и для фермеров, и для обрабатывающих отраслей про-

мышленности. В течение прошлого десятилетия территории, на которых выращивался рапс, увеличивались в четыре раза и составляют 22 000 гектаров [4.40].

#### 4.3.3.3 Чистое кормление

Кормление ранее подвергшихся загрязнению животных незагрязненными кормами или подножными кормами в течение соответствующего периода времени перед забоем или доением (“чистое” кормление) эффективно снижает загрязнение радионуклидами мяса и молока, темпы которого зависят от биологического периода полувыведения каждого радионуклида из организма животных. Концентрация радиоактивного цезия в молоке быстро реагирует на изменения в рационе питания, поскольку биологическое полувыведение длится несколько дней. В отношении мяса время реакции является более продолжительным вследствие длительного биологического периода полувыведения из мышечной ткани [4.28].

Чистое кормление сокращает поглощение загрязняющих радионуклидов; оно было одной из наиболее важных и часто используемых контрмер после аварии на Чернобыльской АЭС в отношении мяса сельскохозяйственных животных как в странах бывшего СССР, так и Западной Европы. Число прошедшего обработку крупного рогатого скота составляло от 5000 до 20 000 в год в Российской Федерации и 20 000 в Украине (эти мероприятия поддерживались правительством до 1996 года) [4.3]. Чистое кормление на регулярной основе используется во всех трех странах для производства мяса и сочетается с оперативным мониторингом животных для того, чтобы в случае, если загрязнение этих животных превышает уровень действий, они могли быть возвращены на фермы для дальнейшего чистого кормления.

#### 4.3.3.4. Введение связывающих цезий сорбентов

Соединения гексаферроцианидов калия (обычно называемые берлинской лазурью) являются весьма эффективными сорбентами, связывающими радиоактивный цезий. Они могут добавляться в рацион питания молочных коров, овец и коз, а также мясных животных для сокращения перехода радиоактивного цезия в молоко и мясо путем уменьшения степени их поглощения в желудочно-кишечном тракте. В разных странах было разработано много различных составов, частично для определения наиболее эффективных соединений, частично для



РИС. 4.7. Временные изменения использования берлинской лазури в трех странах бывшего СССР (предоставлено участниками Форума из официальных национальных источников).

их дешевого производства на местах. Применение соединений гексаферроцианидов может снизить загрязнение животноводческой продукции до 10 раз [4.41].

Берлинская лазурь может добавляться в рацион питания животных в качестве порошка, включенного в гранулированный корм во время его производства, или смешиваться с древесными опилками. Изготавляемый на местах гексаферроцианид калия, называемый ферроцин (смесь 5%-ного  $KFe[Fe(CN)_6]$  и 95%-ного  $Fe_4[Fe(CN)_6]$ ) был разработан в Российской Федерации. Он применялся в качестве 98%-ного чистого порошка в соляных блоках лизунцов (10% ферроцина) и в опилках с 10%-ным абсорбированным ферроцином (так называемый бифеж) [4.42].

Число крупного рогатого скота, ежегодно подвергающегося обработке берлинской лазурью в каждой из трех стран, показано на рис. 4.7. Кроме того, были разработаны медленнодействующие пищевые добавки, содержащие гексаферроцианид, которые в виде капсул вводились в рубец животных и постепенно в течение нескольких месяцев выделяли связывающие цезий сорбенты. Эти капсулированные пищевые добавки, первоначально разработанные в Норвегии, представляют собой спрессованную смесь 15% гексаферроцианида калия, 10% пчелиного воска и 75% барита [4.43].

Берлинская лазурь использовалась для сокращения загрязнения животноводческой продукции  $^{137}Cs$  с начала 1990-х годов. Применение берлинской лазури оказалось особенно полезным и эффективным в населенных пунктах, в которых не имелось разнотравных лугов, подходящих для коренного улучшения. В ходе начальных испытаний берлинская лазурь сокращала переход  $^{137}Cs$  из подножных кормов в молоко и мясо в 1,5–6 раз [4.44]. В Беларусь специальный концентрат с берлинской лазурью

ТАБЛИЦА 4.5. СВОДНЫЕ ДАННЫЕ ПО ДОСТИГНУТЫМ КОЭФФИЦИЕНТАМ СНИЖЕНИЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ПРИМЕНЕНИЯ РАЗЛИЧНЫХ КОНТРМЕР В ТРЕХ СТРАНАХ БЫВШЕГО СОВЕТСКОГО СОЮЗА [3.29, 3.33, 3.38, 3.43]

	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
Нормальная вспашка (первый год)	2,5–4,0	—
Вспашка с переворотом пласта	8–16	—
Известкование	1,5–3,0	1,5–2,6
Внесение минеральных удобрений	1,5–3,0	0,8–2,0
Внесение органических удобрений	1,5–2,0	1,2–1,5
Коренное улучшение:		
Первое применение	1,5–9,0 <sup>a</sup>	1,5–3,5
Дальнейшие применения	2,0–3,0	1,5–2,0
Поверхностное улучшение:		
Первое применение	2,0–3,0 <sup>a</sup>	2,0–2,5
Дальнейшие применения	1,5–2,0	1,5–2,0
Замена кормовых культур	3–9	—
Чистое кормление	2–5 (в зависимости от времени)	2–5
Введение сорбентов цезия	2–5	—
Переработка молока в масло	4–6	5–10
Переработка семян рапса в масло	250	600

\* При дренажном осушении торфяников до 15.

распределялся по 0,5 кг на каждую корову ежедневно, и в среднем было достигнуто 3-кратное сокращение загрязнения молока.

В Украине берлинская лазурь не применялась столь широко, как в Российской Федерации и Беларуси, и использовалась она там только в начале 1990-х годов. Это объяснялось тем, что в Украине не было местных источников производства берлинской лазури, а стоимость ее покупки из стран Восточной Европы считалась слишком высокой. Поэтому вместо берлинской лазури в малом масштабе применялись имеющиеся на местах глинистые минеральные сорбенты. Они были дешевле, но действовали менее эффективно, чем берлинская лазурь.

#### 4.3.4. Результативность применения контрмер в системах интенсивного сельскохозяйственного производства

Результативность применения различных сельскохозяйственных контрмер на фермах показана в таблице 4.5. Приводятся коэффициенты снижения (отношение концентрации радиоактивного цезия в продукции до и после применения контрмер), достигнутые благодаря применению каждой из этих мер.

#### 4.3.5. Контрмеры в системах экстенсивного сельскохозяйственного производства

Экстенсивное сельскохозяйственное производство в трех странах бывшего СССР в основном ограничивается выпасом принадлежащего частным владельцам крупного рогатого скота на бедных, необработанных естественных лугах. Вследствие слабой продуктивности этих территорий поглощение радиоактивного цезия относительно высоко по сравнению с землями, которые используются колхозами. Коренное улучшение лугопастбищных угодий, используемых для выпаса принадлежащего частным владельцам крупного рогатого скота, применялось во всех трех странах с начала 1990-х годов. Чистое кормление обычно не используется в личных подсобных хозяйствах, хотя иногда колхозы могут снабжать частных фермеров незагрязненными или подножными кормами. Берлинская лазурь используется частными фермерами как в Российской Федерации, так и в Беларуси. В Российской Федерации в соответствии с наличием и предпочтительностью используются все три системы введения берлинской лазури [4.46].

В экстенсивных системах, например, на используемых для выпаса скота участках плоского-

ря, в Западной Европе наиболее широко используемыми контрмерами для свободно пасущихся животных были чистое кормление, введение сорбентов цезия, оперативный мониторинг животных, ограничения в плане разведения скота и изменение времени убоя. Многие из этих контрмер все еще применялись в 2004 году. Наиболее широко использовались долгосрочные контрмеры в Норвегии и Швеции, но долгосрочные контрмеры были также введены в Соединенном Королевстве и Ирландии.

AFCF является весьма эффективным соединением гексаферроцианида калия, позволяющим почти в 5 раз сократить активность радиоактивного цезия в баранине и оленине, а также в 3 раза в коровьем молоке и в 5 раз в козьем молоке. Использование AFCF было временно санкционировано в ЕС и в некоторых других странах. AFCF в качестве сорбента цезия обладает эффективностью в системах экстенсивного производства в отличие от многих других контрмер, применение которых ограничено. Для редко подвергающегося обработке свободно пасущегося скота наиболее предпочтительно применять капсулированные пищевые добавки, поскольку они могут вводиться в то время, когда животных периодически собирают для проведения обычной обработки. При использовании в экстенсивных системах эти пищевые добавки могут заключаться в защитное покрытие из воска для задержки начала выделения AFCF, с тем чтобы эффективность повышалась во время сбора животных на убой [4.47]. Согласно проведенной оценке, использование капсул в качестве контрмеры в отношении овец оказалось в 2,5 раза более рентабельным, чем кормление незагрязненным фуражом [4.48]. Также использовались содержащие AFCF лизунцы, но они действуют менее эффективно [4.49].

На загрязненных территориях были изменены режимы содержания некоторых животных; например, изменилось время забоя с целью обеспечения того, чтобы концентрации  $^{137}\text{Cs}$  были относительно малыми. В некоторых областях Соединенного Королевства также ограничены перегоны и забой пасущихся на плоскогорьях овец. Перед забоем животные проходят контроль, чтобы удостовериться в том, что концентрации  $^{137}\text{Cs}$  у них находятся ниже уровня действий.

Оперативный мониторинг животноводческой продукции (мониторинг живых животных и/или молока и мяса после забоя) использовался для обеспечения эффективности контрмер. Использование мониторинга также важно для поддержания доверия общественности к продукции, поступающей из подвергшихся воздействию районов.

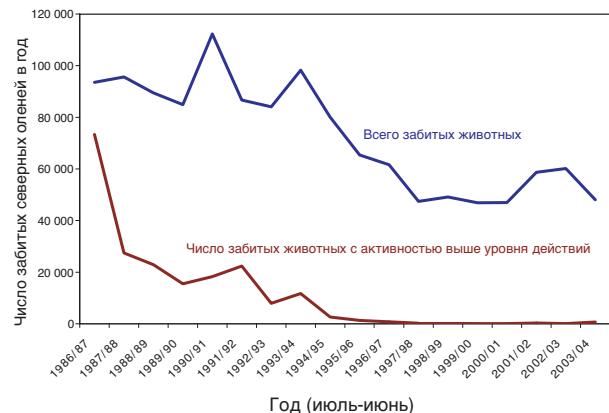


РИС. 4.8. Изменение по времени числа северных оленей в Швеции, имеющих концентрации радиоактивного цезия выше значения уровней действий, и числа забитых животных [4.50].

На рис. 4.8 представлен пример долгосрочных последствий аварии, который показывает число северных оленей в Швеции, имеющих концентрации радиоактивного цезия выше уровней действий, и числа забитых животных. Высокое число забитых животных в течение первого года частично объяснялось низким уровнем действий, составлявшим 300 Бк/кг живого веса, который затем с 1987 года был повышен до 1500 Бк/кг. Такое снижение было частично достигнуто путем широкого использования контрмер, включая чистое кормление и изменение времени забоя.

#### 4.3.6. Нынешний статус применения сельскохозяйственных контрмер

В настоящее время во всех трех странах бывшего СССР чистое кормление остается важной контрмерой для обеспечения возможности торговли мясом, поступающим с ферм, где ведется интенсивное производство.

В Беларуси в колхозах используется внесение фосфорно-калийных удобрений, а поступающее из фермерских хозяйств молоко, степень загрязнения которого превышает уровень действий, перерабатывается в масло. В отношении молока на частных фермах используется коренное улучшение в сочетании с введением берлинской лазури. Производство семян рапса в настоящее время ограничивается наличием обрабатывающих мощностей, хотя в будущем оно может быть увеличено.

В Украине единственная оставшаяся для применения в интенсивных системах контрмера – это чистое кормление мясных животных перед забоем. Все молоко, степень загрязнения которого превыша-

ет уровень действий, используется в пределах этих населенных пунктов, частично для кормления свиней. Все другие контрмеры направлены на личные подсобные хозяйства. Эти контрмеры в настоящее время включают коренное улучшение лугов и использование глинистых минеральных сорбентов цезия в отношении производимого в личных хозяйствах молока.

В Российской Федерации фермы с интенсивным производством снабжаются удобрениями (в основном калийными). В личные подсобные хозяйства поставляется берлинская лазурь для улучшения производимого на них молока и, по запросам, производимого на них предназначенного для сбыта мяса.

Во всех загрязненных населенных пунктах существуют службы мониторинга местной продукции, хотя степень пропускной способности и возможности использования этой службы различна.

В Западной Европе контрмеры в отношении животных в системах экстенсивного ведения хозяйства до сих пор используются в Норвегии и Швеции, а в некоторых областях Соединенного Королевства до сих пор существуют ограничения на перегоны и забой пасущихся на плоскогорьях овец.

#### **4.3.7. Широкая перспектива проведения реабилитационных мероприятий, включая социально-экономические вопросы**

Накопленный после чернобыльской аварии опыт показывает, что при разработке стратегии реабилитации окружающей среды необходимо принимать во внимание широкий диапазон различных вопросов с целью обеспечения долгосрочной устойчивости крупных и различных типов загрязненных территорий [4.51]. При выборе надежных и практически осуществимых стратегий реабилитации следует принимать во внимание не только радиологические критерии, но также а) осуществимость, включая результативность, техническое обоснование и приемлемость контрмеры; б) затраты и пользу; с) этические и экологические соображения; д) необходимость эффективной связи с населением; е) пространственные вариации многих из этих факторов; и ф) весьма различающиеся потребности людей в городской, сельской и промышленной средах [4.52]. Когда учитываются не только радиологические, но также социальные и экономические факторы, может быть достигнута большая степень приемлемости контрмер со стороны населения.

В ряде проектов Европейской Комиссии (ЕК) и Организации Объединенных Наций применялись

некоторые из вышеуказанных соображений с целью предоставления соответствующей информации населению, проживающему на загрязненных территориях, и взаимодействия с ним, а также его вовлечения в процесс принятия решений относительно реагирования на повышенные дозы излучения и способов устойчивого проживания на загрязненных территориях. В частности, это создает возможность обеспечения самопомощи и принятия самими жителями решений о том, желают ли они изменить свое поведение для уменьшения доз их облучения. В проекте ЕК ETHOS [4.53, 4.54] в качестве предварительного условия были определены способы распространения практической радиологической культуры среди всех слоев населения, и особенно среди профессиональных работников здравоохранения. Целью проекта ENVREG в рамках программы Тасис [4.55], осуществляемого в Беларуси и Украине, являлось сведение к минимуму экологических и вторичных медицинских последствий, возникших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, путем улучшения восприятия общественностью и ее информированности об этих последствиях.

Совсем недавно началось осуществление проекта ЕК CORE [4.56], имеющего целью рассмотрение вопросов долговременной реабилитации и устойчивого развития в районах Брагина, Чечерска, Славгорода и Столина в Беларуси. Коллективные проекты в рамках CORE включают вопросы здравоохранения, радиологической безопасности, информации и образования. Кроме того, решаются проблемы критических социально-экономических ограничений, в частности, путем использования системы кредитования для предпринимателей малого бизнеса и фермеров, эффективного с точки зрения затрат производства "чистой" продукции, создания центра сельских предпринимателей и содействия продвижению местных экономических инициатив.

Дебаты вокруг чернобыльской аварии все в большей степени ведутся в отношении социально-экономических вопросов и распространения технической информации понятным способом. Во всех проектах - ETHOS, ENVREG и CORE – основное внимание уделяется вопросам местных сообществ, и они нацелены на затронутые чернобыльской аварией слои общества и другие местные заинтересованные стороны. Обратная связь от местных сообществ должна указать на то, какие подходы являются действительно успешными и до какой степени. Целостная философия учета в этих проектах как экологических, так и социальных проблем соглашается с недавней инициативой Организации Объ-

единенных Наций, известной как “Стратегия восстановления” [4.57].

#### **4.3.8. Современное состояние и будущее брошенных земель**

В этом разделе обобщается степень реабилитации брошенных после аварии земель в каждой из трех стран бывшего СССР. В 2004 году 16 100, 11 000 и 6095 га ранее брошенных земель в Беларуси, Российской Федерации и Украине, соответственно, были возвращены в хозяйственное пользование [4.26]. В целом, в настоящее время дальнейшей реабилитации пустующих земель уделяется лишь небольшое внимание.

##### *4.3.8.1. Зоны отчуждения и отселения в Беларуси*

Общая площадь ЧЗО в Беларуси составляет 215 000 га. Проживающие там люди были эвакуированы в 1986 году. С мая 1986 года земли в пределах ЧЗО были выведены из сельскохозяйственного и другого производственного использования. Государственный радиоэкологический заповедник Полесье (ГРЗП) был создан по указу правительства в 1988 году и включает в основном ЧЗО, но также и некоторые другие районы с высокими уровнями загрязнения трансурановыми радионуклидами. Доступ в ГРЗП запрещен, и на этой территории проживает без разрешения лишь весьма небольшое число преимущественно старых людей. Согласно закону о правовом режиме территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС [4.58], большая часть земель в пределах ЧЗО не может быть возвращена в рамки хозяйственного производства в течение тысячелетия вследствие загрязнения весьма долгоживущими трансурановыми радионуклидами. В ЧЗО разрешена только та деятельность, которая связана с обеспечением радиационной безопасности, борьбой с лесными пожарами, предотвращением переноса радиоактивных веществ, охраной окружающей среды, проведением научных исследований и экспериментальных работ.

В то время как ЧЗО (т.е. районы Брагина, Хойников и Наровли Гомельской области) являются наиболее загрязненными территориями, примыкающими к Чернобыльской АЭС, в начале 1990-х годов была определена дальнейшая зона отселения, из которой были эвакуированы люди; общая площадь этой зоны составляет 450 000 га.

На общей площади сельскохозяйственных угодий 265 000 га произошло выпадение  $^{137}\text{Cs}$  на уровнях, превышающих 1480  $\text{kBk}/\text{m}^2$ , и/или  $^{90}\text{Sr}$  на

уровнях, превышающих  $111 \text{kBk}/\text{m}^2$ , и/или изотопов плутония на уровнях, превышающих  $3,7 \text{kBk}/\text{m}^2$ . Все эти земли выведены из сельскохозяйственного пользования.

Остальные брошенные сельскохозяйственные угодья в зоне отселения могут в будущем использоваться для сельскохозяйственного производства. Современное состояние экосистем и экономической инфраструктуры зоны отселения характеризуется общим ухудшением состояния бывших сельскохозяйственных угодий, дренажных систем и дорог. Из-за отсутствия дренажных систем наблюдается также постепенное повышение водного зеркала. Обычная экологическая сукцессия привела к увеличению числа многолетних сорняков и кустарников. В отличие от ЧЗО в зону отселения разрешен ограниченный доступ для проведения определенных работ по техническому обслуживанию дорог, линий электропередач и т.п.

В Беларуси важным считается вопрос возможного возвращения этих земель в сельскохозяйственное пользование. По запросам колхозов и совхозов в тех местах, где это было поддержано местными властями, проводились обследования бывших сельскохозяйственных угодий с целью определения возможности их реабилитации и возвращение в сельскохозяйственное пользование. Они проводились только на основе радиологических соображений.

К 2001 году в общей сложности 14 600 га ранее выведенных из пользования земель было реабилитировано и возвращено в пользование [4.34], и недавно эта цифра увеличилась до примерно 16 000 га. Эти земли находятся вблизи населенных пунктов, где проживает население. На этих реабилитированных участках почвы вновь стали плодородными и на основе официальных рекомендаций применяются разнообразные контрмеры для сведения к минимуму поглощения радиоактивного цезия и радиоактивного стронция [4.37].

Большинство сельскохозяйственных и других земель в зоне отселения были переданы в ведение Министерства лесного хозяйства. Это объясняется тем, что большая часть зоны отселения считается пригодной для производства лесной продукции.

Согласно оценке, сделанной Богдевичем и др. [4.59], в целом примерно 35 000 га наиболее плодородных сельскохозяйственных земель могут быть пригодными для дальнейшей реабилитации. Однако экономическая поддержка реабилитационных мероприятий и применения контрмер в последние годы значительно уменьшилась. Использование контрмер в настоящее время ограничивается коренным улучшением лугопастбищных угодий, кормле-

нием скота берлинской лазурью, известкованием и внесением удобрений.

Методологии реабилитации брошенных земель развиваются и совершенствуются, в частности, что касается экономической оценки. Главными препятствиями на пути возобновления сельскохозяйственного использования брошенных земель являются разрушенная инфраструктура, высокая себестоимость продукции и низкий рыночный спрос на сельскохозяйственные товары. Широкомасштабная реабилитация выведенных из пользования земель станет возможной только в случае общего улучшения экономической ситуации в стране.

#### 4.3.8.2. Реабилитация загрязненных территорий в Украине

Первым приоритетом являлась реабилитация территорий, на которых проживают люди. С тех пор рассматривается также потенциальная реабилитация брошенных земель. Такие территории могут быть реабилитированы, если эта процедура окажется целесообразной с точки зрения экономических и социальных критериев. Главным условием проживания людей на таких территориях без ограничений состоит в том, что дополнительная годовая эффективная доза не должна превышать 1 мЗв.

Эффективность контрмер определяется следующими критериями:

- a) радиологический: сокращение содержания радионуклидов в местной продукции и связанных с ней процессах;

б) экономический: снижение индивидуальной и коллективной дозы;

в) социальный и психологический: общественное мнение в отношении соответствующих контрмер.

В 2004 году на основе только радиологических критериев значительная часть брошенных сельскохозяйственных угодий (более 70%) может быть возвращена в хозяйственное пользование. При оценке экономических и социальных критериев объем земель, которые могут быть реабилитированы, снижается (см. таблицу 4.6). В таблице 4.6 показана схема реабилитации на основе технических критериев за семилетний период. Первый этап, с 1998 по 2000 год, был реализован, но второй этап не был реализован в связи с изменением экономических и социальных условий.

В ЧЗО ограничивающим радионуклидом в настоящее время является  $^{90}\text{Sr}$ , а не  $^{137}\text{Cs}$ . На основе радиологических соображений юго-западная часть зоны может использоваться без ограничений. Однако в действительности правовые ограничения, отсутствие подходящей инфраструктуры и учет экономических и социально-психологических факторов не позволяют начать ее реабилитацию.

Такие же ограничения применяются в отношении других брошенных территорий, где также действуют правовые ограничения, что в сочетании с ухудшением экономических условий в настоящее

ТАБЛИЦА 4.6. РЕАБИЛИТАЦИЯ ЗОН ОБЯЗАТЕЛЬНОГО ОТСЕЛЕНИЯ (ЗА ПРЕДЕЛАМИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ)\*

Область	Брошенные земли (га)	Может быть реабилитировано на основе радиологических, экономических и социальных критериев (га)
<i>Киевская область</i>		
1998–2000 годы (реализовано)	—	3475
2001–2005 годы	—	4720
Всего	29 342	8205
<i>Житомирская область</i>		
1998–2000 годы (реализовано)	—	2620
2001–2005 годы	—	4960
Всего	71 943	7580

\* Предоставлено участниками Форума из официальных национальных источников.

время не позволяет применять контрмеры на остальных выявленных брошенных землях. Острая необходимость возвращения брошенных земель в производственное пользование также отпадает ввиду существующего в настоящее время избытка плодородных сельскохозяйственных угодий в Украине и наличия в южной части Украины намного более продуктивных земель.

Некоторые жители вернулись жить на брошенные земли, а другие живут за их пределами, но используют эти земли для сельскохозяйственной деятельности, такой, как заготовка сена. На брошенных землях не применяются контрмеры, но существует санитарный и регулирующий контроль происходящей там деятельности.

#### 4.3.8.3. Покинутые зоны в Российской Федерации

Территории с высокими уровнями радиоактивного загрязнения почвы в Российской Федерации покидались поэтапно с 1986 по 1989 год, и в целом 17 000 га сельскохозяйственных угодий были выведены из хозяйственного пользования. Покинутые территории принадлежали 17 сельским населенным пунктам с населением около 3000 человек (во время аварии) и 12 колхозам.

В 1987–1989 годах были предприняты значительные усилия для сохранения высокозагрязненных земель в хозяйственном пользовании, и поэтому в отношении большей части покинутых территорий интенсивно применялись контрмеры. Однако эти усилия принесли лишь частичный успех, и постепенно эти земли были брошены. В 1990-х годах интенсивность применения контрмер уменьшилась. К 1995 году в целом около 11 000 га было возвращено в сельскохозяйственное пользование. Такие решения о возвращении земель в сельскохозяйственное пользование принимались отдельно по каждому загрязненному полю. Особое внимание было уделено высокозагрязненным полям, окруженным полями с относительно низкими уровнями загрязнения, поскольку, естественно, существовало желание использовать такие поля. Оценки делались на основе норм радиационной безопасности Российской Федерации, в том числе норм, регулирующих качество сельскохозяйственной продукции (ВДУ-93) [4.60].

В период с 1995 по 2004 год дальнейшей реабилитации покинутых территорий не проводилось. Официально они считаются покинутыми, но неофициально несколько местных жителей живут на этих

землях и используют их для производства сельскохозяйственной продукции, но без пользы, которую они могли бы получить в результате применения контрмер.

Недавно Всероссийским институтом сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии был предложен технический проект постепенной реабилитации оставшихся покинутых территорий, на которых среднее почвенное выпадение  $^{137}\text{Cs}$  варьирует от 1540 до 3500 кБк/м<sup>2</sup>. Критерии производства сельскохозяйственной продукции включают обеспечение того, чтобы концентрации  $^{137}\text{Cs}$  были ниже значений ВДУ, а также требование в отношении того, чтобы применение контрмер для каждого загрязненного поля было оптимизировано. Во время первой запланированной стадии до 2015 года предлагается производить зерновые и картофель с использованием сельскохозяйственных работников, живущих в других местах, но приезжающих в загрязненные зоны, когда это необходимо. Осуществление контрмер в отношении почвы (известкование, внесение калийных удобрений) должно позволить выращивать продукцию растениеводства с достаточно низкими уровнями  $^{137}\text{Cs}$  на большей части брошенных территорий. С 2015 года запланировано восстановление животноводства, а с 2025 года может начаться восстановление населенных пунктов. Таким образом, к 2045 году все покинутые территории могут снова использоваться, хотя до 2055 года потребуется применение различных контрмер в целях обеспечения того, чтобы годовые дозы для местного населения были ниже 1 мЗв.

## 4.4. КОНТРМЕРЫ В ОТНОШЕНИИ ЛЕСНОЙ СРЕДЫ

Контрмеры в отношении загрязненных радионуклидами лесных массивов, вероятно, будут осуществляться только в том случае, если они будут приемлемы для лесничих или землевладельцев на практической основе (т.е. если эти действия будут соответствовать нормальной практике лесопользования). Для того чтобы эти контрмеры имели успех, они также должны быть приняты населением. Поскольку контрмеры в отношении лесной среды являются трудоемкими и дорогостоящими, они не могут быть осуществлены быстро и должны быть тщательно запланированы. Вероятно, они будут долгосрочным мероприятием, и потребуется время для того, чтобы они принесли пользу.

#### 4.4.1. Исследования контрмер в отношении лесной среды

В целом до аварии на Чернобыльской АЭС контрмерам для снижения доз в результате крупномасштабного загрязнения лесных массивов не уделялось очень много внимания. В результате осуществления международных проектов в 1990-х годах был выпущен ряд публикаций, в которых были изложены предложения и рекомендации в отношении возможных контрмер для применения в лесах [4.61–4.64]. Однако в трех странах бывшего СССР уже были предприняты действия по ограничению деятельности в наиболее загрязненных зонах, в которые входили большие лесные массивы [4.65]. Эти действия в целом были весьма простыми и включали ограничения на основную деятельность, такую, как доступ в леса и сбор природных пищевых продуктов и заготовка дров. Основной оставшийся вопрос заключается в том, могут ли какие-либо сложные или технологические контрмеры применяться на практике и останутся ли разработанные исследователями идеи теоретическими возможностями или станут методами, которые могут применяться в реальных лесах в реалистичных масштабах. В следующем разделе описаны некоторые из осуществимых контрмер, которые были разработаны в отношении лесов, загрязненных радиоактивным цезием. Это проиллюстрировано в разделе 4.4.3 результатами исследований, в ходе которых эти контрмеры были осуществлены на практике.

#### 4.4.2. Контрмеры в отношении лесов, загрязненных радиоактивным цезием

Существует несколько категорий контрмер, которые в принципе применимы к лесным экосистемам [4.66, 4.67]. Ряд из них приводится в таблице 4.7. Они могут быть разбиты на две широкие категории: а) административные и б) технологические контрмеры.

##### 4.4.2.1. Административные контрмеры

Основные применяемые после чернобыльской аварии под широким названием "административные контрмеры" корректирующие методы включали ограничения различного рода деятельности, обычно осуществляющейся в лесах. Ограничение доступа в загрязненные леса и ограничение использования

лесных продуктов являлись основными контрмерами, применяемыми в СССР и позднее в трех независимых странах [4.65]. Эти ограничения могут быть разбиты на категории следующим образом:

- a) Ограниченный доступ, включая ограничения на доступ населения и работников лесного хозяйства. Этому содействовало предоставление информации о результатах местных программ мониторинга и обучение таким вопросам, как приготовление пищи [4.65].
- b) Ограничения на сбор пищевых продуктов и охоту для населения. Обычно эти пищевые продукты включают дичь, ягоды и грибы. Относительная важность этих продуктов для населения различна в разных странах. В трех странах бывшего СССР наибольшую важность представляют грибы. Они часто могут быть сильно загрязненными.
- c) Ограничения на сбор хвороста и заготовку дров населением. Это не только подвергает людей опасности облучения гамма-излучением на месте во время сбора дров, но также может привести к дальнейшему облучению в домах и садах, когда древесина сгорает, а зола выбрасывается и иногда используется в качестве удобрения.
- d) Изменение правил охоты. Потребление грибов животными, например косулями, приводит к сильному сезонному перепаду содержания радиоактивного цезия в их теле (см. раздел 3.3). Поэтому возможно избежать дополнительного облучения, если есть мясо только в определенные сезоны, во время которых грибы не являются источником пищи для животных.
- e) Противопожарные мероприятия являются фундаментально важной частью лесоустройства при любых обстоятельствах, но важно также после крупномасштабного выпадения избегать повторного загрязнения окружающей среды, которое может возникнуть в результате пожара деревьев и особенно лесной подстилки, которая является одним из основных хранилищ радиоактивного цезия в лесных системах (см. раздел 3.3). Одним из способов, с помощью которого можно избежать лесных пожаров, - это сведение к минимуму присутствие человека в лесу, поэтому данная контрмера тесно связана с ограничением доступа, как это описано выше.

ТАБЛИЦА 4.7. ОТДЕЛЬНЫЕ КОНТРМЕРЫ, КОТОРЫЕ РАССМАТРИВАЛИСЬ ДЛЯ ПРИМЕНЕНИЯ В ЗАГРЯЗНЕННЫХ ЛЕСНЫХ МАССИВАХ [4.68]

Контрмера	Категория	Разъяснение	Польза	Издержки
Нормальная деятельность	Административная	–	Без потери продуктивности или удобств	Нет снижения дозы, отрицательные социальные издержки
Минимальное лесопользование: противопожарная защита лесов, предотвращение заболеваний и необходимая охота	Административная	–	Создание природного заповедника и снижение дозы для работников	Доза для работников, потеря продуктивности, отрицательные социальные издержки, затраты на охоту
Отсрочка вырубки старых деревьев	Административная/агротехническая	Маргинальная осуществимость	Снижение загрязнения древесины в результате: i) радиоактивного распада ii) фиксации Cs в почве iii) выхода из почвы и древесины	Задержка в получении дохода
Ранняя вырубка и пересадка или самовосстановление	Административная/агротехническая	Должен учитываться возраст деревьев во время загрязнения; возможно, в сочетании с перемешиванием почвы	Снижение загрязнения деревьев: i) меньший переход из почвы в деревья ii) задержка времени созревания iii) альтернативные лесозаготовки	Повышение доз для работников во время пересадки и эксплуатационные расходы
Улучшение почвы: боронование после прореживания или вырубки	Агротехническая	Рентабельность зависит от характеристик обрабатываемого участка; возможно в сочетании с внесением удобрений	Улучшение роста деревьев, следовательно, разбавление концентраций радионуклидов в поверхностном слое почвы и их снижение в грибах, ягодах и у наземных диких животных	Эксплуатационные расходы, дозы для работников, экологические затраты (например, потеря нитратов и других питательных веществ).
Внесение фосфорно-калийных удобрений и/или известкование	Агротехническая	Фосфоро-калийные удобрения могут быть эффективны только в отношении цезия, особенно эффективны в отношении молодых насаждений; известкование особенно эффективно в отношении <sup>90</sup> Sr	Сокращение поглощения деревьями, травами и т.п., возможно улучшение роста и эффекта разбавления, а также большая степень фиксации	Стоимость удобрений, доза для работников и отрицательные экологические последствия
Ограничение доступа населения	Административная	Примечание: люди, обычно проживающие в лесах, не рассматриваются	Снижение дозы, возможный рост доверия населения	Потеря удобств/социальной ценности, потеря продуктов питания и отрицательные социальные последствия
Соляные лизунцы	Агротехническая	–	Сокращение поглощения цезия травоядными животными	Стоимость постоянного снабжения лизунцами
Запрещение охоты	Административная	–	Сокращение дозы за счет отсутствия потребления мяса диких животных	Необходимость поиска альтернативных источников снабжения мясом
Запрещение сбора грибов	Административная	–	Сокращение дозы внутреннего облучения	Необходимость поиска альтернативных источников снабжения грибами

#### 4.4.2.2. Технологические контрмеры

Эта категория контрмер включает использование техники и/или химической обработки для изменения распределения или переноса радиоактивного цезия в лесных массивах. В рамках нормальной практики ведения лесного хозяйства выполняется множество механических операций; их примеры описаны Хаббардом и другими [4.69] в плане их использования в качестве контрмер. Аналогичным образом в рамках нормальной практики ведения лесного хозяйства в различное время ростового цикла леса могут вноситься удобрения и пестициды. Однако рентабельность многих технологических контрмер сомнительна, особенно при их крупномасштабном применении [4.68]. Поэтому ожидается, что такие контрмеры будут ограничены только маломасштабными одноразовыми применениями, если они вообще осуществимы. Такие отдельные случаи могут включать небольшие участки леса в городской среде, например, парковые зоны, которые, по всей видимости, посещает гораздо больше людей, чем обширные и отдаленные лесные массивы.

Технологические контрмеры могли бы включать механическое удаление листовой подстилки или соскабливание слоев почвы, вырубку и вспашку, а также применение содержащих кальций и калий удобрений. Однако очевидно, что любой из этих методов может нарушить экологическое функционирование леса, если он будет применяться вне рамок нормальной практики ведения лесного хозяйства. Этот фактор, а также высокая стоимость таких операций означает, что практическое использование таких методов в качестве контрмер остается весьма сомнительным и такие меры после чернобыльской аварии применялись только в ходе маломасштабных экспериментов. Действительно, результаты расчета затрат и пользы показывают, что административные контрмеры, которые в результате приводят к наименьшему общему ущербу — это ограничения доступа и потребления лесных пищевых продуктов. Варианты, которые включают технологическое вмешательство, внесение химикатов или изменение устоявшегося порядка сбора лесных продуктов, вряд ли будут использоваться на практике.

#### 4.4.3. Примеры контрмер в отношении лесной среды

Число предметных исследований, в ходе которых контрмеры в отношении лесной среды, в особенности технологические контрмеры, реально применялись на практике, весьма мало. Это демонс-

тирует трудность осуществления практических мер по реабилитации лесов в отличие от сельскохозяйственного сектора, в котором, в частности, с некоторым успехом использовалось внесение удобрений (см. раздел 4.3). На практике ограничительные контрмеры применялись в СССР и позднее в трех независимых странах, а также в небольшом числе других стран, например, в Швеции.

В Брянской области Российской Федерации отдельные ограничения в отношении лесного хозяйства и проживающего вблизи лесов населения рекомендовались в соответствии с уровнем выпадения  $^{137}\text{Cs}$ . В леса, в которых выпадения превышали  $1480 \text{ кБк}/\text{м}^2$ , доступ разрешался только для охраны леса, пожаротушения и борьбы с насекомыми-вредителями и болезнями. Вся лесоводческая деятельность была прекращена, и доступ населения, включая сбор лесных растений, был запрещен. В лесах, где уровни выпадений составляли от 555 до  $1480 \text{ кБк}/\text{м}^2$ , сбор лесных продуктов был также запрещен, но продолжалась ограниченная лесоводческая деятельность. При уровнях выпадения от 185 до  $555 \text{ кБк}/\text{м}^2$  сбор лесных продуктов продолжался на основе радиологических обследований, которые использовались для выявления отдельных участков, на которых доза внешнего облучения для работников лесного хозяйства и загрязнение древесины были приемлемы. Однако сбор ягод и грибов населением разрешался только в лесах, где уровни выпадений были менее  $74 \text{ кБк}/\text{м}^2$ .

Одним из основных последствий предписанных ограничений, которые крупномасштабно вводились до 1990 года, было отрицательное воздействие на сельское население. В начале 1990-х годов население снова начало собирать грибы и ягоды по всей Брянской области. Однако на участках, где первоначальное выпадение  $^{137}\text{Cs}$  составляло от 555 до  $1480 \text{ кБк}/\text{м}^2$ , ограничения на сбор лесных пищевых продуктов все еще действовали. Этот пример иллюстрирует основную трудность в осуществлении контрмер, включающих ограничения деятельности населения, которые неизбежно приводят к нарушению нормального образа жизни и общественного поведения. Кроме того, производство древесины все еще находится под официальным контролем местных органов управления лесным хозяйством [4.65]; применяемые в настоящее время допустимые уровни радиоактивного загрязнения древесины и продуктов лесного происхождения в Российской Федерации показаны в таблице 4.8. Подобные ограничения и допустимые уровни были введены в различных областях Беларуси, а именно в Гомельской и Могилевской областях.

ТАБЛИЦА 4.8. ВРЕМЕННЫЕ ДОПУСТИМЫЕ УРОВНИ СОДЕРЖАНИЯ ЦЕЗИЯ-137 В ДРЕВЕСИНЕ И ПИЩЕВЫХ ПРОДУКТАХ ЛЕСНОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ В РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ [4.70]

	ВДУ (Бк/кг)
Круглый лесоматериал с корой	11 100
Необработанный лесоматериал без коры	3 100
Пиломатериал (тес)	3 100
Строительный лесоматериал	370
Древесина, используемая в целлюлозно-бумажной промышленности	3 100
Лесоматериалы для бытовой и промышленной обработки	2 200
Лесоматериал для изготовления тары для хранения пищевых продуктов	1 850
Топливная древесина	1 400
Грибы и ягоды (живой вес)	1 480
Грибы и ягоды (сухой вес)	7 400
Лекарственные растения и сырье для медицинских препаратов	7 400
Семена деревьев и кустарников	7 400

Введение сорбентов цезия, в частности берлинской лазури, домашним животным было одним из самых эффективных способов, используемых для уменьшения дозы облучения от загрязненных лесов в трех странах бывшего СССР. Принципы, лежащие в основе этого метода, описаны в разделе 4.3; они в равной мере применимы в отношении проблемы выпаса домашних животных на опушках лесов. Обычно при их применении в оптимальных дозах может быть достигнуто снижение концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в 5 раз в молоке и в 3 раза в мясе [4.65].

Один пример вмешательства в нормальную практику ведения лесного хозяйства в странах за пределами бывшего СССР – это случай изменения правил охоты на косуль в Швеции. Среднее содержание цезия в мышечной ткани косуль, убитых осенью 1988 года в районе Гёвле, составляло 12 000 Бк/кг. Уровень вмешательства в отношении такого рода пищевых продуктов в Швеции составляет 1500 Бк/кг. Такие высокие уровни загрязнения мяса косуль явились результатом того, что осенью косули предпочитают питаться грибами. В результате экспериментов шведские компетентные органы рекомендовали изменить время охотничьего сезона на косулю и перенести его на весну; это изменение было добровольно введено обществом охотников в начале

1990-х годов. В результате содержание радиоактивного цезия в мясе косуль в районе Гёвле снизилось приблизительно в шесть раз. Рекомендация по переносу охотничьего сезона на весну остается в силе до настоящего времени [4.71].

Кроме того, разведение северных оленей народностью лопарей в северной Швеции во многом изменилось с целью содействия сокращению содержанию радиоактивного цезия в мясе животных до их забоя. Это включает предоставление чистых кормов в течение времени, достаточного для вывода из тела цезия до значений ниже уровня вмешательства. Подобные результаты могут быть достигнуты путем изменения времени забоя иногда в сочетании с кормлением чистым фуражом [4.72].

#### 4.5. КОНТРМЕРЫ В ОТНОШЕНИИ ВОДНОЙ СРЕДЫ

Существует ряд различных мер вмешательства, которые могут использоваться после выпадения радиоактивных материалов для снижения доз, получаемых населением через поверхностные воды. Эти меры могут быть сгруппированы в две основные категории: меры, направленные на сокращение доз, получаемых от радионуклидов в питьевой воде, и меры, направленные на сокращение доз в результате потребления загрязненных пищевых продуктов водной среды.

В контексте атмосферного выпадения радионуклидов в наземную и водную экосистемы было показано [4.73–4.75], что дозы от пищевых продуктов наземной среды в целом гораздо более значительны, чем дозы от питьевой воды и пищевых продуктов водной среды. Однако в системе реки Днепр речная вода перенесла радионуклиды на территории, которые не были значительно загрязнены атмосферными выпадениями. Это вызвало значительный стресс среди населения и необходимость сократить потоки радионуклидов из загрязненных зон через водную систему. Было введено множество корректирующих мер, но поскольку действия были предприняты не на основе снижения дозы, большая часть этих мер оказалась неэффективной. Кроме того, работники, осуществляющие эти контрмеры, получили высокие дозы облучения.

Однако могут потребоваться меры по сокращению доз, полученных через питьевую воду, в особенности в краткосрочном плане (масштаб времени выражается в неделях) после выпадения в тех случаях, когда концентрации радионуклидов в поверхностных водах являются относительно высокими. Из-за важности короткоживущих радионуклидов меры

вмешательства на раннем этапе, в частности замена источников водоснабжения, могут значительно сократить дозы облучения населения. Меры по сокращению доз на основе ограничений потребления пресноводных пищевых продуктов могут потребоваться в течение более длительного периода времени в результате бионакопления радионуклидов в водной пищевой цепочке.

При рассмотрении контрмер в отношении водной среды (например [4.76–4.79]) учитывались как прямые (ограничения), так и непрямые меры вмешательства с целью уменьшения доз:

- a) ограничение водопользования и переход на альтернативные источники водоснабжения;
- b) ограничение потребления рыбы;
- c) меры для контроля потоков воды (например, дамбы и дренажные системы);
- d) сокращение поглощения рыбой и водными пищевыми продуктами радионуклидов из загрязненной воды;
- e) обработка рыбы перед ее употреблением.

Нет свидетельств того, что после аварии на Чернобыльской АЭС требовались или применялись контрмеры в отношении морской среды.

#### **4.5.1. Меры по снижению доз на стадии водоснабжения и водоподготовки**

Было введено ограничение на использование воды из реки Днепр в течение первого года после аварии. Водозабор питьевой воды для Киева стал осуществляться из реки Десна, и для этого использовался водопровод, построенный во время первых недель после аварии. Обобщенное описание мер, принятых компетентными органами Украины для переключения на альтернативные источники водоснабжения из менее загрязненных рек и из подземных вод, приводится в [4.76, 4.79].

Радионуклиды могут быть удалены из систем водоснабжения питьевой водой во время процесса водоподготовки. Взвешенные частицы удаляются во время водоочистки, а фильтрация может удалить растворенные радионуклиды. На днепровской водопроводной станции в системы фильтрации воды были добавлены активированный древесный уголь и цеолит. Было обнаружено, что активированный древесный уголь эффективно удаляет  $^{131}\text{I}$  и  $^{106}\text{Ru}$ , а цеолит эффективно удаляет  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Эти сорбенты эффективно действовали в течение трех месяцев, после чего произошло их насыщение, и поэтому эффективность уменьшилась [4.80, 4.81]. В

среднем степень удаления этих радионуклидов из воды (в растворенной фазе) составила 50%.

После аварии верхние шлюзы плотины Киевского водохранилища были открыты для слива поверхностных вод. В то время считалось, что содержание радионуклидов в поверхностных водах было весьма низким, поскольку взвешенные частицы опустились в более глубокие слои воды. Следовательно, сброс воды позволил бы освободить в водохранилище место для вод впадающих рек, которые, по предположениям, были сильно загрязнены. Фактически из-за непосредственного атмосферного выпадения на поверхность водохранилища поверхностные воды водохранилища были загрязнены гораздо больше, чем глубинные воды. Как отмечается в докладе Войцеховича и других [4.80], “более правильным подходом к снижению уровня воды в Киевском водохранилище было бы открытие нижних шлюзов плотины и закрытие верхних шлюзов. Это сократило бы уровни радиоактивности в питьевой воде в первые недели после аварии”. Хотя эта контрмера не была эффективно осуществлена после чернобыльской аварии, регулирование потока на основе правильной информации об уровнях радиоактивного загрязнения могло бы эффективно снизить концентрации радионуклидов в питьевой воде, поскольку для полного перемешивания воды в реках и водохранилищах требуется определенное время (дни или более).

В такой большой системе речных водохранилищ, как Днепровский каскад, контроль потока воды в системе может значительно сократить перенос радиоактивных материалов вниз по течению [4.82], учитывая то, что время, необходимое для перемещения воды из Киевского водохранилища в Черное море, составляет от 3 до 10 месяцев. В течение времени, за которое вода перемещается вниз по течению, радиоактивное загрязнение уменьшается за счет распада короткоживущих радионуклидов и их перехода в донные отложения водохранилища (в особенности радиоактивного цезия) [4.82].

#### **4.5.2. Меры по сокращению прямого и повторного загрязнения поверхностных вод**

Для уменьшения смыва находящихся в частицах почвы радионуклидов могут применяться стандартные меры предотвращения почвенной эрозии. Следует, однако, отметить, что обычно менее 50% радиоактивного цезия и менее 10% радиоактивного стронция и радиоактивного йода находились в виде частиц (в корпускулярной фазе), и это ограничивает

потенциальную эффективность данной контрмеры. Следует также отметить, что при определении концентраций радионуклидов в питьевой воде и пресноводной биоте большее значение имеют радионуклиды в растворенной, чем в корпускулярной форме.

На реке Припять были произведены дноуглубительные работы для создания ловушек взвешенных частиц в загрязненных водах [4.79]. Эти работы были признаны весьма неэффективными по двум причинам: а) скорости потока были слишком велики для улавливания небольших взвешенных частиц, содержащих большую часть радионуклидного загрязнения; и б) значительная доля активности радионуклидов (и большая часть “доступной” активности) находились в растворенной форме и поэтому не могла быть захвачена шламовыми ловушками.

Для захвата растворенных радионуклидов на малых реках и ручьях вокруг Чернобыля было построено 130 содержащих цеолит дамб. Это оказалось весьма неэффективным: только 5-10%  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в малых реках и ручьях были поглощены этими цеолитовыми барьерами [4.80]. Кроме того, позднее выяснилось, что общий вклад радионуклидной нагрузки в системе Припять-Днепр от рек и ручьев, на которых были поставлены эти дамбы, составлял лишь несколько процентов.

После чернобыльской аварии весенние паводки в пойме сильно загрязненной Припяти привели к увеличению концентраций  $^{90}\text{Sr}$  в Припяти от среднегодового значения около 1 Бк/л до максимально около 8 Бк/л в течение периода паводка, продолжавшегося примерно 2 недели [4.83]. В 1993 году вокруг сильно загрязненной поймы на левом берегу Припяти была построена дамба. Это предотвратило паводки в этом районе и оказалось эффективным в плане уменьшения смыва  $^{90}\text{Sr}$  в реку во время паводков [4.80]. Вторая дамба была сооружена на правом берегу Припяти в 1999 году. Годовое среднее значение концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в Киевском водохранилище, однако, было ниже 1 Бк/л в течение всех лет, начиная с 1987 года. Радиологическая значимость концентраций  $^{90}\text{Sr}$  в водах Киевского водохранилища, даже во время коротких паводков, в настоящее время весьма мала, хотя утверждалось, что предотвращенная коллективная доза у большого числа потребителей системы река-водохранилище значительна.

Существует потенциальная возможность повышения седиментации радионуклидов в озерах и водохранилищах путем введения сильнодействующих сорбентов, таких, как цеолит или (незагрязненная) минеральная почва. Проверка этого метода не

производилась. При использовании модели для удаления радиоактивного цезия из озер путем осаждения взвешенных частиц Смит и другие [4.78] в своем докладе определили две характерные для этого метода проблемы: а) в больших и глубоких озерах будут требоваться чрезвычайно большие объемы сорбентов; и б) повторное загрязнение озер путем перехода активности из водосборов и/или донных отложений в большинстве систем потребует его неоднократного применения.

#### **4.5.3. Меры по сокращению поглощения рыбой и пищевыми продуктами водной среды**

Запрещения на потребление пресноводной рыбы были введены только в ограниченных зонах, затронутых чернобыльской аварией [4.84]. В некоторых районах вводились отдельные запрещения на потребление наиболее загрязненной хищной рыбы. Считается, что такие запрещения часто не соблюдались рыбаками. Запрещения на продажу пресноводной рыбы были введены в некоторых районах Норвегии [4.85]. Разводимая рыба могла стать альтернативным источником снабжения пресноводной рыбой в районах, в которых действовали запрещения на вылов рыбы, поскольку разводимая рыба, получавшая незагрязненный корм, не накапливает значительные количества радионуклидов [4.86].

Внесение извести в целях сокращения уровней радионуклидов в рыбе прошло испытания в 18 шведских озерах [4.87]. Результаты этих экспериментов показали, что известкование не оказывало значительного эффекта на поглощение  $^{137}\text{Cs}$  рыбой по сравнению с рыбой, находившейся в контрольных озерах. Хотя в ходе этих экспериментов не изучался механизм поглощения  $^{90}\text{Sr}$ , ожидается, что повышенная концентрация кальция в озерах может быть эффективной в отношении концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в рыбе. Опыт известкования озер в сочетании с искусственным кормлением рыбы в Украине был описан Войцеховичем [4.79].

Известно, что коэффициент концентрирования радиоактивного цезия в рыбе обратно пропорционален содержанию калия в окружающей воде. После чернобыльской аварии в 13 озер в Швеции был добавлен калий либо в виде поташа, либо в виде добавки в смешанную известь [4.87]. Результаты обработки поташом оказались в некоторой степени неубедительными, поскольку у мальков окуня в течение продолжающегося два года эксперимента наблюдалось лишь небольшое снижение его концентрации. Было обнаружено, что в озерах с короткими периода-

ми влагоудержания было трудно поддерживать высокие уровни  $K^+$ .

В ходе эксперимента на озере Святое (закрытое озеро) в Беларуси Кудельский и другие [4.88, 4.89] вносили хлористо-калийные удобрения на замерзшую поверхность озера. Результаты показали значительное (в 3 раза) общее сокращение концентрации  $^{137}Cs$  в рыбе в течение первых лет после проведения эксперимента. Однако, как и ожидалось, после применения контрмеры содержание  $^{137}Cs$  в воде увеличилось в 2–3 раза. Вероятно, обработка поташом дает практические результаты только в озерах с весьма длительным временем круговорота воды, что позволяет сохранять повышенные концентрации калия. Кроме того, повышенное содержание  $^{137}Cs$  в воде вряд ли будет приемлемо в озерах, из которых производится забор воды для питья.

В четырех озерах в Швеции была проведена манипуляция с трофическими цепочками в водной среде с интенсивным рыболовством [4.87] и в качестве дополнительной меры еще в трех озерах. Это привело к сокращению популяции рыбы примерно на 5–10 кг/га. В основном сократились популяции щуки, окуня и плотвы. Интенсивное рыболовство никак не повлияло на концентрации  $^{137}Cs$  в рыбе. В два шведских озера были внесено удобрение пролонгированного действия, так называемый осмокот (5% фосфора и 15% азота). Концентрации всего фосфора в долгосрочном среднем значении в целом не изменились: видимо, внесение удобрений производилось недостаточно эффективно. Каких-либо последствий в отношении концентраций  $^{137}Cs$  в рыбе не наблюдалось.

Различные способы приготовления пищи могут влиять на количество радионуклидов в потребляемых пищевых продуктах [4.90]. Рябов предложил запретить потребление копченой и сушеной рыбы, поскольку эти процессы приготовления увеличивают концентрации радионуклидов (на единицу потребляемого веса) [4.84]. Другие процессы приготовления могут сокращать уровни радионуклидов в рыбе приблизительно в два раза. Эффективной мерой сокращения потребления радиоактивного стронция является удаление костистых частей рыбы до ее приготовления, поскольку стронций главным образом концентрируется в костях и коже. Различные другие способы приготовления пищи описаны в [4.91].

#### 4.5.4. Контрмеры в отношении подземных вод

Отсутствуют свидетельства того, что когда-либо принимались меры для защиты запасов подземных вод после атмосферного выпадения радиоактив-

ности. Время пребывания подземных вод достаточно длительное, чтобы распад короткоживущих радионуклидов, таких, как  $^{131}I$ , произошел задолго до того, как они потенциально могли бы оказывать воздействие на питьевую воду. Только весьма небольшие количества радиоактивного стронция и радиоактивного цезия просачиваются из верхних слоев грунта в подземные воды после атмосферного выпадения. Результаты исследования [4.77] показали, что после аварии на Чернобыльской АЭС облучение  $^{90}Sr$  и  $^{137}Cs$  через подземные воды было незначительным по сравнению с другими путями облучения (пищевые продукты, внешнее облучение и т.д.).

Были принятые меры по защите подземных вод от просачивания радионуклидов из укрытия и мест захоронения радиоактивных отходов в ЧЗО. Эти меры главным образом заключались в строительстве технических и геохимических барьеров вокруг локальных горячих пятен в целях сокращения стока подземных вод в речную сеть. Действия, направленные на предотвращение попадания атмосферных осадков в Укрытие, и дренаж дождевой воды, скопившейся в нижних помещениях Укрытия, необходимо также рассматривать в качестве превентивных мер в целях уменьшения радиоактивного загрязнения подземных вод вокруг промышленной площадки Чернобыльской АЭС.

#### 4.5.5. Контрмеры в отношении оросительной воды

Как обсуждалось выше, ирригация не внесла значительного вклада в увеличение загрязнения радионуклидами сельскохозяйственных культур, которые ранее подверглись воздействию в результате атмосферного выпадения радионуклидов. Таким образом, в отношении оросительной воды на практике никаких прямых контрмер принято не было. Однако описанный в [4.79] опыт показывает, что замена разбрызгивания дренажным орошением сельскохозяйственных растений (например, овощей) может сократить переход радионуклидов из воды в сельскохозяйственные культуры в несколько раз. Этот метод в сочетании с улучшенным внесением удобрений на орошаемых территориях может эффективно сократить уровни радионуклидов в сельскохозяйственных культурах, орошаемых водой из водохранилищ, которые подверглись радиоактивному загрязнению.

### 4.6. ВЫВОДЫ И РЕКОМЕНДАЦИИ

Авария на Чернобыльской АЭС привела к введению компетентными органами наиболее постра-

давших стран широкого ряда краткосрочных и долгосрочных экологических контрмер с целью смягчения ее отрицательных последствий. К сожалению, власти не всегда проявляли открытость и транспарентность по отношению к населению, и информация не раскрывалась. В какой-то мере это может служить объяснением некоторых проблем, возникших позднее в общении с населением, и его недоверия компетентным органам.

Аналогичное поведение во многих других странах помимо Беларуси, Российской Федерации и Украины вызвало недоверие к властям, которое в свою очередь во многих странах привело к исследованиям того, как открыто и транспарентно освещать такие крупные аварии и каким образом пострадавшие люди могут участвовать в процессах принятия решений. Уникальный опыт применения контрмер после аварии на Чернобыльской АЭС уже широко используется на национальном и международном уровнях в целях повышения готовности в случае будущих ядерных и радиационных аварийных ситуаций [4.12, 4.14, 4.41, 4.91, 4.92].

#### 4.6.1. Выводы

- a) Авария на Чернобыльской АЭС привела к введению широкого ряда краткосрочных и долгосрочных экологических контрмер компетентными органами СССР, а позднее компетентными органами независимых стран с целью смягчения отрицательных последствий аварии. При осуществлении этих контрмер были задействованы крупные людские, экономические и научные ресурсы.
- b) Когда при планировании и применении контрмер наряду с радиологическими факторами учитываются социальные и экономические факторы, население лучше принимает эти меры.
- c) Беспрецедентные масштабы и долгосрочные последствия чернобыльской аварии потребовали разработки некоторых дополнительных национальных и международных норм радиационной безопасности с учетом изменения условий радиационного облучения.
- d) Применяемые на ранней стадии чернобыльской аварии контрмеры оказались лишь частично эффективными в деле снижения поступления радиоактивного йода в организм с молоком, поскольку не имелось своевременной информации об аварии и рекомендаций о соответствующих действиях, особенно для индивидуальных крестьянских хозяйств.

- e) Наиболее эффективными контрмерами на ранней стадии были исключение загрязненной пастбищной травы из рациона питания животных и выбраковка молока (с последующей обработкой) на основе данных радиационного мониторинга. В некоторых пострадавших странах эффективно осуществлялось кормление животных "чистым" фуражом. Убой крупного рогатого скота был необоснован с радиологической точки зрения и имел широкие гигиенические, практические и экономические последствия.
- f) Самой большой долгосрочной проблемой было загрязнение радиоактивным цезием молока и мяса. В СССР и затем в трех независимых странах ее решали посредством обработки земли, используемой под фуражные культуры, чистого кормления и введения животным связывающих цезий сорбентов, что позволило продолжать сельскохозяйственную деятельность в пострадавших районах.
- g) В загрязненных регионах СССР в течение первых лет после чернобыльской аварии широко применялась дезактивация населенных пунктов в качестве средства сокращения внешнего облучения населения; это было эффективно с точки зрения сокращения дозы внешнего облучения, когда планирование и осуществление этой контрмеры проводилось после оценки реабилитационных мероприятий на основе анализа выгоды/затрат и данных внешней дозиметрии.
- h) В ходе дезактивации городской среды образовались значительные объемы радиоактивных отходов низкого уровня, что создало проблему их захоронения. Однако вторичного загрязнения очищенных участков не наблюдалось.
- i) Ниже перечислены относящиеся к лесам ограничения, которые широко применялись в СССР и затем в трех независимых странах и частично в Скандинавии и позволили снизить облучение людей во время пребывания в радиоактивно загрязненных лесах и при использовании лесных продуктов:
  - i) ограничение доступа населения и работников лесных хозяйств в качестве контрмеры против внешнего облучения;
  - ii) ограничение добычи населением даров леса, например, дичи, ягод и грибов, которое способствовало снижению доз внутреннего облучения. В пострадавших

- странах СНГ грибы являются обычным элементом питания, и поэтому данное ограничение было особенно важным;
- iii) ограничение сбора населением дров, с тем чтобы предотвратить облучение в домах при сжигании дров или в садах при захоронении золы или ее использовании в качестве удобрения;
- iv) изменение сезона охоты, направленное на предотвращение употребления в пищу мяса, содержащего высокие сезонные уровни радиоактивного цезия;
- v) противопожарные мероприятия, особенно в районах с крупномасштабным выпадением радионуклидов с целью избежания вторичного загрязнения окружающей среды.
- j) Опыт показывает, что лесные ограничения могут привести к значительным отрицательным социальным последствиям, и в результате рекомендации компетентных органов населению могут игнорироваться. Эта ситуация может быть исправлена путем проведения на местах подходящих образовательных программ для местных жителей, с тем чтобы объяснить цель предложенных изменений порядка использования некоторых лесных массивов.
- k) Маловероятно, что какие-либо технологические контрмеры в отношении лесной среды (т.е. использование техники и/или химической обработки для изменения распределения или переноса радиоактивного цезия в лесах), будут осуществлены на практике в широких масштабах.
- l) Многочисленные контрмеры, введенные в течение нескольких месяцев и лет после аварии с целью защитить водные системы от переноса радионуклидов с загрязненной почвы, оказались в целом неэффективными и дорогостоящими, а также привели к относительно высоким дозам облучения работников, осуществляющих эти контрмеры.
- m) Наиболее эффективной контрмерой в отношении водных путей загрязнения на ранней стадии было ограничение водозабора питьевой воды и переход к альтернативным источникам водоснабжения. Ограничение употребления в пищу пресноводной рыбы также оказалось эффективным в Скандинавии и Германии, однако в Беларуси, Российской Федерации и Украине такие ограничения могли не всегда соблюдаться.
- n) Маловероятно, что любые будущие контрмеры по защите поверхностных вод будут оправданы с точки зрения затрат на единицу снижения дозы. Предполагается, что ограничения потребления рыбы в редких случаях (из закрытых озер) будут действовать еще несколько десятилетий.

#### 4.6.2. Рекомендации

##### 4.6.2.1. Страны, пострадавшие в результате чернобыльской аварии

- a) Долгосрочные меры реабилитации и контрмеры на загрязненных радионуклидами территориях следует применять, если они обоснованы и оптимизированы с радиологической точки зрения.
- b) Компетентные органы и широкая общественность должны быть в первую очередь информированы о радиационных факторах риска и технологических возможностях их сокращения в долгосрочной перспективе путем проведения реабилитационных мероприятий и применения контрмер. Местным органам власти и населению следуют участвовать в обсуждениях по этому поводу и в принятии решений.
- c) В долгосрочной перспективе после аварии на Чернобыльской АЭС меры реабилитации и систематические контрмеры должны проводиться в тех случаях, когда они остаются эффективными и оправданными - в основном в сельскохозяйственных районах с бедными (песчаными и торфяными) почвами, где наблюдается интенсивный переход радионуклидов из почвы в растения.
- d) Необходимо обратить особое внимание на молоко, производимое в индивидуальных хозяйствах в нескольких сотнях населенных пунктов и приблизительно на 50 фермах с интенсивной системой ведения хозяйства в Беларуси, Российской Федерации и Украине, где концентрации радионуклидов в молоке все еще превышают национальные уровни действий.
- e) Внимание следует сосредоточить на наиболее эффективных долгосрочных мерах реабилитации; в их число входят коренное улучшение пастбищ и лугов и осушение влажных торфяных участков. Наиболее эффективными стандартными сельскохозяйственными контрмерами являются чистое кормление животных

- перед заботом в сочетании с мониторингом *in vivo*, введение крупному рогатому скоту берлинской лазури и усиленное применение минеральных удобрений в растениеводстве.
- f) В тех районах, где концентрации радионуклидов в природных пищевых продуктах, таких, как дичь, ягоды, грибы и рыба из закрытых озер, превышают национальные уровни действий, до сих пор может быть необходимо ограничивать их потребление населением.
- g) Следует по-прежнему давать рекомендации в отношении индивидуальных рационов питания как способа сокращения потребления сильно загрязненных природных пищевых продуктов и в отношении простых процедур приготовления пищи, способствующих удалению радиоактивного цезия.
- h) Необходимо найти надежные способы использования наиболее пострадавших районов, которые учитывали бы радиационную опасность, но в то же время способствовали возрождению их экономического потенциала на благо общества.

#### 4.6.2.2. В мировом масштабе

- a) Уникальный опыт применения контрмер после аварии на Чернобыльской АЭС следует тщательно документировать и использовать с целью подготовки международных руководящих материалов для компетентных органов и экспертов, ответственных за обеспечение радиационной защиты населения и окружающей среды.
- b) Фактически все долгосрочные сельскохозяйственные контрмеры, крупномасштабно осуществленные на загрязненных территориях трех наиболее пострадавших стран, могут быть рекомендованы для использования в случае будущих аварий. Однако результативность контрмер в отношении почвы различна на каждом отдельном участке. Поэтому проведение анализа свойств почвы и практики сельскохозяйственной деятельности перед применением соответствующей контрмеры имеет большое значение.
- c) Рекомендации по дезактивации городской среды в случае крупномасштабного радиоактивного загрязнения следует распространить среди владельцев и операторов ядерных установок, которые обладают потенциалом существенных аварийных радиоактивных выбросов (атомные электростанции и заводы по перера-

ботке), а также среди компетентных органов в прилегающих регионах.

#### 4.6.2.3. Исследования

- a) В целом физические и химические процессы, входящие в экологические контрмеры и технологии реабилитационных мероприятий, как механического характера (удаление радионуклидов, смешивание с почвой и т.д.), так и химического характера (известкование почв, внесение удобрений и т.д.) достаточно хорошо известны, чтобы их моделировать и применять при аналогичных обстоятельствах во всем мире. Намного меньше понимание биологических процессов, которые могут использоваться при реабилитации окружающей среды (например, перепрофилирование производства сельскохозяйственной продукции, биоремедиация и т.д.). Эти процессы требуют проведения дальнейших исследований.
- b) Важным вопросом, требующим дополнительных социологических исследований, является восприятие населением введения, осуществления и сворачивания контрмер после аварийной ситуации, а также разработка социальных мер, направленных на вовлечение населения в эти процессы на всех этапах, включая принятие решений.
- c) До сих пор существуют значительные расхождения в международных и национальных радиологических критериях и нормах безопасности применительно к реабилитации районов, окружающая среда которых была загрязнена радионуклидами. Опыт радиологической защиты населения после аварии на Чернобыльской АЭС однозначно свидетельствует о потребности в дальнейшем согласовании соответствующих радиологических критериев и норм безопасности на международном уровне.

### ПЕРЕЧЕНЬ ЛИТЕРАТУРЫ, ИСПОЛЬЗОВАННОЙ В РАЗДЕЛЕ 4

- [4.1] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (1988) 309–374.

- [4.2] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Recovery Operations in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency (Proc. Symp. Vienna, 1989), IAEA, Vienna (1990).
- [4.3] INTERNATIONAL ADVISORY COMMITTEE, International Chernobyl Project: Technical Report, IAEA, Vienna (1991).
- [4.4] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, One Decade after Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident (Proc. Int. Conf. Vienna, 1996), IAEA, Vienna (1996).
- [4.5] EUROPEAN COMMISSION, Council Regulation (EEC) No. 1707/86 OJ No. L 146 of 31 May 1986 (1986) 88–90.
- [4.6] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000).
- [4.7] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Present and Future Environmental Impact of the Chernobyl Accident, IAEA-TECDOC-1240, IAEA, Vienna (2001).
- [4.8] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species, Pergamon Press, Oxford and New York (2003).
- [4.9] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 26, Pergamon Press, Oxford and New York (1977).
- [4.10] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents: Principles for Planning, Publication 40, Pergamon Press, Oxford and New York (1984).
- [4.11] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, WORLD HEALTH ORGANIZATION, Basic Safety Standards for Radiation Protection, Safety Series No. 9, IAEA, Vienna (1982).
- [4.12] CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION, Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental Nuclear Contamination for Use in International Trade, Rep. CAC/GL 5-1989, Codex Alimentarius Commission, Rome (1989).
- [4.13] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 60, Pergamon Press, Oxford and New York (1991).
- [4.14] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Principles for Intervention for Protection of the Public in a Radiological Emergency, Publication 63, Pergamon Press, Oxford and New York (1993).
- [4.15] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Protection of the Public in Situations of Prolonged Radiation Exposure, ICRP Publication 82, Pergamon Press, Oxford and New York (1999).
- [4.16] MINISTRY OF HEALTH, Standards of Radiation Safety SRS-76, Atomizdat, Moscow (1977) (in Russian).
- [4.17] BALONOV, M., “Overview of doses to the Soviet population from the Chernobyl accident and protective actions applied”, The Chernobyl Papers (MERWIN, S., BALONOV, M., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 23–45.
- [4.18] BALONOV, M.I., GOLIKOV, V.Y., ERKIN, V.G., PARCHOMENKO, V.I., PONOMAREV, A., “Theory and practice of a large-scale programme for the decontamination of the settlements affected by the Chernobyl accident”, Proc. Int. Sem. on Intervention Levels and Countermeasures for Nuclear Accidents, Rep. EUR 14469, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1992) 397–415.
- [4.19] HUBERT, P., ANISIMOVA, L., ANTSIPOV, G., RAMZAEV, V., SOBOTOVICH, V. (Eds), Strategies for Decontamination, Final Report on Experimental Collaboration Project No. 4, Rep. EUR 16530 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).
- [4.20] ROED, J., et al., Mechanical Decontamination Tests in Areas Affected by the Chernobyl Accident, Rep. Risø-R-1029(EN), Risø National Lab., Roskilde (1998).
- [4.21] VOVK, I., BLAGOEV, V., LYASHENKO, A., KOVALEV, I., Technical approaches to decontamination of terrestrial environments in the CIS (former USSR), Sci. Total Environ. **137** (1993) 49–63.
- [4.22] ANTSIPOV, G., TABACHNY, L., BALONOV, M., ROED, J., “Evaluation of the effectiveness of decontamination activities in the CIS countries for objects contaminated as a result of the Chernobyl accident”, Proc. Workshop on Restoration of Contaminated Territories Resulting from the Chernobyl Accident, Rep. EUR 18193 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (2000) 10–15.
- [4.23] LOS, I., LIKHTAREV, I., The peculiarities of urban environmental contamination and assessment of actions aimed at reduction of public exposure, Int. J. Radiat. Hyg. **1** (1993) 51–59.
- [4.24] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Optimization and Decision-making in Radiological Protection, Publication 55, Pergamon Press, Oxford and New York (1989).
- [4.25] ROED, J., ANDERSSON, K., PRIP, H., Practical Means for Decontamination 9 Years After a Nuclear Accident, Risoe-R-828(EN), Risø National Lab., Roskilde (1995).
- [4.26] NADTOCHIY, P.P., et al., Experience of Liquidation of the Chernobyl Accident Consequences, Svit, Kiev (2003) (in Ukrainian).
- [4.27] ALEXAKHIN, R.A., KORNEEV, N.A. (Eds), Agricultural Radioecology, Ecology, Moscow (1991) (in Russian).

- [4.28] PRISTER, B., PEREPELYATNIKOV, G.P., PEREPELYATNIKOVA, L.V., Countermeasures used in the Ukraine to produce forage and animal food products with radionuclide levels below intervention limits after the Chernobyl accident, *Sci. Total Environ.* **137** (1993) 183–198.
- [4.29] USSR STATE AGROINDUSTRIAL COMMITTEE, Guidance for Agricultural Workers and the Population Inhabiting the Area of the Radioactive Trail of the Chernobyl NPP, USSR State Agroindustrial Committee, Moscow (1986) (in Russian).
- [4.30] ALEXAKHIN, R.M., Countermeasures in agricultural production as an effective means of mitigating the radiological consequences of the Chernobyl accident, *Sci. Total Environ.* **137** (1993) 9–20.
- [4.31] BARYAKHTAR, V.G., Chernobyl Catastrophe, Export Publishing House, Kiev (1997).
- [4.32] MÜCK, K., “Environmental restoration by natural effects — Advantages and limits”, *Radiation Legacy of the 20th Century: Environmental Restoration*, IAEA-TECDOC-1280, IAEA, Vienna (2002) 115–126.
- [4.33] PRISTER, B., ALEKSAKHIN, R., FIRSAKOVA, S., HOWARD, B., “Short and long term environmental assessment”, Proc. Workshop on Restoration of Contaminated Territories Resulting from the Chernobyl Accident, Rep. EUR 18193 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (2000) 103–114.
- [4.34] SHEVCHUK, V.E., GOURACHEVSKIY, V.L. (Eds), *15 Years After the Chernobyl Catastrophe: Consequences in the Republic of Belarus and their Overcoming*, National Report, Committee on the Problems of the Consequences of the Accident at the Chernobyl NPP, Minsk (2001).
- [4.35] ALEXAKHIN, R.M. (Ed.), *Recommendations for 1991–1995 on Agriculture Management in Areas Subjected to Contamination as a Result of the Accident at the Chernobyl NPP*, State Commission of the USSR Council of Ministers on Food and Procurement, Moscow (1991) (in Russian).
- [4.36] PRISTER, B. (Ed.), *Recommendations on Agriculture Management on Contaminated Territories*, Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, Kiev (1998) (in Ukrainian).
- [4.37] BOGDEVITCH, I.M., *Guidelines on Agricultural and Industrial Production Under Radioactive Contamination in the Republic of Belarus*, Minsk (2003) (in Russian).
- [4.38] VIDAL, M., et al., Soil- and plant-based countermeasures to reduce  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  uptake by grasses in natural meadows: The REDUP project, *J. Environ. Radioact.* **56** (2001) 139–156.
- [4.39] BOGDEVITCH, I.M., PUTYATIN, Y.V., SHMIGELSKAYA, I.D., SERAYA, T.M., CENCEVICKI, F.A., *Food Crop Production on Personal Plots of Land Contaminated with Radionuclides*, Institute for Soil Science and Agrochemistry of the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk (2003) (in Russian).
- [4.40] BOGDEVITCH, I., SANZHAROVA, N., PRISTER, B., TARASIU, S., “Countermeasures on natural and agricultural areas after Chernobyl accident”, *Role of GIS in Lifting the Cloud off Chernobyl* (KOLEJKA, J., Ed.), Kluwer, Dordrecht (2002) 147–158.
- [4.41] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, *The Use of Prussian Blue to Reduce Radicaesium Contamination of Milk and Meat Produced on Territories Affected by the Chernobyl Accident*, IAEA-TECDOC-926, IAEA, Vienna (1997).
- [4.42] RATNIKOV, A.N., et al., The use of hexacyanoferates in different forms to reduce radiocaesium contamination of animal products in Russia, *Sci. Total Environ.* **223** (1998) 167–176.
- [4.43] HOVE, K., HANSEN, H.S., Reduction of radiocaesium transfer to animal products using sustained release boli with ammoniumiron(III)–hexacyanoferate(II), *Acta Vet. Scand.* **34** (1993) 287–297.
- [4.44] HOVE, K., et al., “Use of caesium binders to reduce radiocaesium contamination of milk and meat in Belarus, Russia and Ukraine”, *Environmental Impact of Radioactive Releases* (Proc. Int. Conf. Vienna, 1995), IAEA, Vienna (1995) 539–547.
- [4.45] DEVILLE-CAVELIN, G., et al., “Countermeasures in agriculture: Assessment of efficiency”, *Fifteen Years after the Chernobyl Accident: Lessons Learned* (Proc. Int. Conf. Kiev), Chernobylinterinform, Kiev (2001) 118–128.
- [4.46] JACOB, P., et al., Remediation strategies for rural territories contaminated by the Chernobyl accident, *J. Environ. Radioact.* **56** (2001) 51–76.
- [4.47] HANSEN, H.S., HOVE, K., BARVIK, K., The effect of sustained release boli with ammoniumiron (III)–hexacyanoferate(II) on radiocaesium accumulation in sheep grazing contaminated pasture, *Health Phys.* **71** (1996) 705–712.
- [4.48] BRYNILDSEN, L.I., SELNAES, T.D., STRAND, P., HOVE, K., Countermeasures for radiocaesium in animal products in Norway after the Chernobyl accident — Techniques, effectiveness, and costs, *Health Phys.* **70** (1996) 665–672.
- [4.49] HOVE, K., Chemical methods for reduction of the transfer of radionuclides to farm animals in seminatural environments, *Sci. Total Environ.* **137** (1993) 235–248.
- [4.50] ÅHMAN, B., personal communication: Data from the Swedish Board of Agriculture, Jönköping, 2005.
- [4.51] OUGHTON, D., FORSBERG, E.-M., BAY, I., KAISER, M., HOWARD, B., An ethical dimension to sustainable restoration and long-term management of contaminated areas, *J. Environ. Radioact.* **74** (2004) 171–183.
- [4.52] Sustainable Restoration and Long-term Management of Contaminated Rural, Urban and Industrial Ecosystems, [www.strategy-ec.org.uk/](http://www.strategy-ec.org.uk/)
- [4.53] HERIARD DUBREUIL, G., et al., Chernobyl post-accident management: The ETHOS project, *Health Phys.* **77** (1999) 361–372.
- [4.54] LOCHARD, J., “Living in contaminated territories: A lesson in stakeholder involvement”, *Current Trends in*

- Radiation Protection, EDP Sciences, Les Ulis (2004) 211–220.
- [4.55] ENVREG 9602, <http://mns.gov.ua/chornobyl/envreg-9602icd/?m=17>
- [4.56] CORE Program, <http://www.core-chernobyl.org/eng/>
- [4.57] UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME, UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND, The Human Consequences of the Chernobyl Nuclear Accident: Strategy for Recovery, UN, New York (2002).
- [4.58] On the Legal Regime of Territories Contaminated as a Result of the Chernobyl NPP Catastrophe, Bulletin of the Supreme Soviet of the Republic of Belarus No. 35 (1991) 622 (in Russian).
- [4.59] BOGDEVITCH, I.M., SHMIGELSKAYA, I.D., TARASIU, S.V., Rational using of contaminated soils after the Chernobyl accident in Belarus, Nat. Resour. (1998) 15–29 (in Russian).
- [4.60] STATE COMMITTEE OF RUSSIA FOR SANITARY INSPECTION, TPL-1993 Temporary Permissible Levels of Caesium-134 and -137 and Strontium-90 in Food Products, Hygienic Standard GS 2.6.005-93, State Committee of Russia for Sanitary Inspection, Moscow (1993).
- [4.61] GUILLITTE, O., WILLDRODT, C., An assessment of experimental and potential countermeasures to reduce radionuclide transfers in forest ecosystems, Sci. Total Environ. **137** (1993) 273–288.
- [4.62] GUILLITTE, O., TIKHOMIROV, F.A., SHAW, G., VETROV, V., Principles and practices of countermeasures to be carried out following radio-active contamination of forest areas, Sci. Total Environ. **157** (1994) 399–406.
- [4.63] AMIRO, B.D., GREBEN'KOV, A., VANDENHOVE, H., “Countermeasures and risks associated with contaminated forests”, Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 395–401.
- [4.64] RAFFERTY, B., SYNNOTT, H., FORECO — Countermeasures Applied in Forest Ecosystems and their Secondary Effects, Serie Documenti 6/1998, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Rome (1998).
- [4.65] FESENKO, S., BROWN, J., Review of Countermeasures Options for Semi-natural Environments: Forest and Natural Meadows, Rep. NRPB-M1123, National Radiological Protection Board, Didcot, UK (2000).
- [4.66] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones, Sci. Total Environ. **157** (1994) 45–57.
- [4.67] PANFILOV, A., “Countermeasures for radioactively contaminated forests in the Russian Federation”, Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 271–279.
- [4.68] SHAW, G., ROBINSON, C., HOLM, E., FRISSEL, M.J., CRICK, M., A cost-benefit analysis of long-term management options for forests following contamination with <sup>137</sup>Cs, J. Environ. Radioact. **56** (2001) 185–208.
- [4.69] HUBBARD, L., RANTAVAARA, A., ANDERSSON, K., ROED, J., Tools for Forming Strategies for Remediation of Forests and Park Areas in Northern Europe after Radioactive Contamination: Background and Techniques, Rep. NKS-52, Nordisk Kernesikkerhedsforskning, Roskilde (2002).
- [4.70] MINISTRY OF HEALTH, Permissible Levels of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr Contents in Products of Forestry: Hygienic Standards, GH 2.6.1.670-97, Ministry of Health, Moscow (1997) (in Russian).
- [4.71] JOHANSSON, K., “Radiocaesium in game animals in the Nordic countries”, Nordic Radioecology: The Transfer of Radionuclides Through Nordic Ecosystems to Man (DAHLGAARD, H., Ed.), Elsevier, Amsterdam (1994) 287–301.
- [4.72] ÅHMAN, B., Radiocaesium in Reindeer (*Rangifer Tarandus Tarandus*) after Fallout from the Chernobyl Accident, Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala (1994).
- [4.73] BERKOVSKI, V., VOITSEKHOVITCH, O.A., NASVIT, O., ZHELEZNYAK, M., SANSONE, U., “Exposures from aquatic pathways”, The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 283–294.
- [4.74] VOITSEKHOVITCH, O.V., SANSONE, U., ZHELEZNYAK, M., BUGAI, D., “Water quality management of contaminated areas and its effects on doses from aquatic pathways”, The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 401–410.
- [4.75] STONE, D., SMITH, J.T., JACKSON, D., IBBOTSON, A.T., Scoping Study on the Relative Importance of Freshwater Dose Pathways Following a Major Nuclear Accident, Westlakes Research Institute, Whitehaven, UK (1997).
- [4.76] VOITSEKHOVITCH, O., et al., “Hydrological processes and their influence on radionuclide behaviour and transport by surface water pathways as applied to water protection after Chernobyl accident”, Hydrological Impact of Nuclear Power Plants (Proc. Int. Workshop, Paris, 1992), UNESCO, Paris (1993) 85–105.
- [4.77] WATERS, R., et al., “A review of post-accident measures affecting transport and isolation of radionuclides released from the Chernobyl accident”, Environmental Contamination in Central and Eastern Europe (Proc. Int. Symp. Budapest, 1994), Florida State University, Tallahassee (1996) 728–730.
- [4.78] SMITH, J.T., VOITSEKHOVITCH, O.V., HÅKANSSON, L., HILTON, J., A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and

- consumption of freshwater foodstuffs, *J. Environ. Radioact.* **56** (2001) 11–32.
- [4.79] VOITSEKHOVITCH, O.V., Management of Surface Water Quality in the Areas Affected by the Chernobyl Accident, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (2001) (in Russian).
- [4.80] VOITSEKHOVITCH, O.V., NASVIT, O., LOS'Y, Y., BERKOVSKI, V., "Present thoughts on aquatic countermeasures applied to regions of the Dnieper River catchment contaminated by the 1986 Chernobyl accident", *Freshwater and Estuarine Radioecology* (DESMET, G., et al., Eds), Elsevier, Amsterdam (1997) 75–86.
- [4.81] TSARIK, N., Supplying water and treating sewage in Kiev after the Chernobyl accident, *J. Am. Water Works Assoc.* **85** (1993) 42–45.
- [4.82] ZHELEZNYAK, M., SHEPELEVA, V., SIZONENKO, V., MEZHUEVA, I., Simulation of countermeasures to diminish radionuclide fluxes from the Chernobyl zone via aquatic pathways, *Radiat. Prot. Dosim.* **73** (1997) 181–186.
- [4.83] VAKULOVSKY, S.M., et al., Cs-137 and Sr-90 contamination of water bodies in the areas affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident: An overview, *J. Environ. Radioact.* **23** (1994) 103–122.
- [4.84] RYABOV, I.N., "Analysis of countermeasures to prevent intake of radionuclides via consumption of fish from the region affected by the Chernobyl accident", *Intervention Levels and Countermeasures for Nuclear Accidents* (Proc. Int. Sem. Cadarache, 1991), Rep. EUR-14469, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1992) 379–390.
- [4.85] BRITTAINE, J.E., STORRUSTE, A., LARSEN, E., Radiocaesium in brown trout (*Salmo trutta*) from a subalpine lake ecosystem after the Chernobyl reactor accident, *J. Environ. Radioact.* **14** (1991) 181–191.
- [4.86] CAMPLIN, W.C., LEONARD, D.R.P., TIPPLE, J.R., DUCKETT, L., Radioactivity in Freshwater Systems in Cumbria (UK) Following the Chernobyl Accident, MAFF Fisheries Research Data Report No. 18, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London (1989).
- [4.87] HÅKANSON, L., ANDERSSON, T., Remedial measures against radioactive caesium in Swedish lake fish after Chernobyl, *Aquat. Sci.* **54** (1992) 141–164.
- [4.88] KUDELSKY, A.V., SMITH, J.T., PETROVICH, A.A., An experiment to test the addition of potassium to a non-draining lake as a countermeasure to  $^{137}\text{Cs}$  accumulation in fish, *Radioprotection-Colloques* **37** (2002) 621–626.
- [4.89] SMITH, J.T., KUDELSKY, A.V., RYABOV, I.N., HADDERINGH, R.H., BULGAKOV, A.A., Application of potassium chloride to a Chernobyl-contaminated lake: Modelling the dynamics of radiocaesium in an aquatic ecosystem and decontamination of fish, *Sci. Total Environ.* **305** (2003) 217–227.
- [4.90] RANTAVAARA, A.H., "Transfer of radionuclides during processing and preparation of foods: Finnish studies since 1986", *Radioactivity Transfer during Food Processing and Culinary Preparation* (Proc. Int. Sem. Cadarache, 1989), Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1989) 69–94.
- [4.91] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides, Technical Reports Series No. 363, IAEA, Vienna (1994).
- [4.92] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna (1996).

## 5. УРОВНИ ОБЛУЧЕНИЯ ЧЕЛОВЕКА

### 5.1. ВВЕДЕНИЕ

#### 5.1.1. Группы населения и районы требующие внимания

Вследствие аварии на Чернобыльской атомной электростанции воздействию радиации подверглись как работники АЭС, так и население в целом, что вызвало риск неблагоприятного воздействия на их здоровье. НКДАР ООН выбрал три следующие категории населения, подвергшегося воздействию радиации: а) работники, которые непосредственно участвовали в аварии, либо во время самой аварийной ситуации, либо в период работ по очистке; б) население загрязненных зон, которое было эвакуировано в 1986 году и с) население загрязненных зон, которое не было эвакуировано [5.1].

В данном разделе в основном рассматривается население, подвергшееся воздействию радионуклидов, выпавших в окружающую среду. Здесь не рассматриваются работники, участвовавшие в ликвидации аварии либо в очистке территории после аварии, которые, в основном, подверглись воздействию радиации на площадке (т.е. на самой Чернобыльской атомной электростанции и в ЧЗО). Что касается информации по группам работников, задействованных на аварии, то читателю рекомендуется обратиться к всеобъемлющему материалу, предоставленному НКДАР ООН [5.1, 5.2], а также информации, предоставленной Чернобыльским форумом в его докладе по медицинским последствиям аварии [5.3].

Информацию по дозам облучения, полученному различными группами населения, как эвакуированными из зоны аварии, так и проживающими постоянно в загрязненной зоне, необходимо получить для решения ряда задач, связанных с различными аспектами здравоохранения, а именно:

- а) для обоснования контрмер и программ реабилитации окружающей среды;
- б) для прогнозирования ожидаемого отрицательного воздействия на здоровье человека и для обоснования соответствующих мер по охране здоровья;
- с) с целью информирования населения и властей;
- д) для проведения эпидемиологических и других медицинских исследований отрицательного воздействия излучения на здоровье человека.

В данном разделе представлены методики и данные, необходимые для определения средних доз облучения групп населения, проживающих в определенных населенных пунктах и отобранных на основании различных факторов, влияющих на дозу внешнего либо внутреннего облучения, либо на оба типа облучения одновременно. Как правило, в число таких факторов входят возраст, пол, род занятий, особенности питания и т.п. Учитываются также распределение величины дозы среди отдельных представителей групп населения и коллективные дозы. Индивидуальные дозы населения, используемые в основном в аналитических эпидемиологических исследованиях, приведены в докладе Чернобыльского форума по медицинским последствиям аварии [5.3]. Со времени опубликования всеобъемлющего доклада НКДАР ООН в 2000 году [5.1] в этих вопросах был достигнут значительный прогресс.

Как уже было упомянуто в разделе 3.1, были подготовлены атласы, которые показывают выпадения  $^{137}\text{Cs}$  и других радионуклидов на территории бывшего СССР и других европейских стран [5.4, 5.5]. Атласы демонстрируют, что наиболее пострадавшими странами оказались Беларусь, Российская Федерация и Украина. Помимо этого, на территории таких стран, как Австрия, Болгария, Финляндия, Греция, Италия, Норвегия, Республика Молдова, Словения, Швеция и Швейцария имелись участки, которые могут считаться "загрязненными" - т.е. уровень загрязнения по  $^{137}\text{Cs}$  превышал 37 кБк/м<sup>2</sup> ( $>1$  Ки/км<sup>2</sup>) (см. таблицу 3.2).

#### 5.1.2. Пути облучения

Вследствие аварии на Чернобыльской АЭС сложилось несколько путей облучения людей в результате воздействия радиоактивных материалов (рис. 5.1). Основные пути облучения перечислены ниже примерно в той временной последовательности, в которой они приводили к облучению людей:

- а) внешнее облучение от проходящего радиоактивного облака;
- б) внутреннее облучение в результате ингаляции радиоактивных материалов облака и вторично взвешенных частиц;
- с) внешнее облучение от радионуклидов, выпавших на почву и другие поверхности;

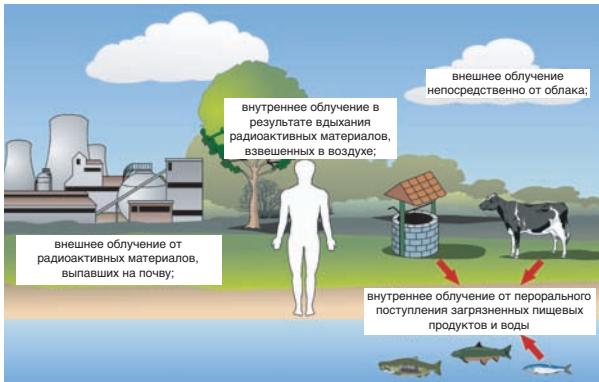


РИС. 5.1. Пути облучения человека в результате выброса радиоактивных материалов в окружающую среду.

- d) внутреннее облучение от перорального поступления загрязненных пищевых продуктов и воды.

В наиболее распространенных условиях облучения представителей населения двумя наиболее важными путями облучения являются облучение вследствие распада радионуклидов, выпавших на почву и другие поверхности, а также облучение вследствие перорального поступления загрязненных пищевых продуктов и воды. Если люди были быстро эвакуированы после прохождения первичного облака, то наиболее важными путями облучения становились первые два по приведенному выше перечню, поскольку эвакуация исключала облучение по двум последним путям.

### 5.1.3. Концепции дозы излучения

За прошедшие годы расчетные методы определения доз излучения были усовершенствованы, были разработаны специфические концепции. [5.1, 5.6]. Основной мерой дозы излучения в органе или ткани является поглощенная доза, которая определяется как количество энергии, поглощенное этим органом или этой тканью, поделенное на массу органа или ткани. Международной единицей поглощенной дозы является Грэй (Гр), равный одному джоулю на килограмм массы. Поскольку 1 Гр – весьма высокая доза, то обычно используют мГр (одна тысячная Грэя) или мкГр (одна миллионная часть Грэя).

Поскольку в результате Чернобыльской аварии воздействию излучения подверглись многие органы и ткани, то весьма часто стали использовать еще одну концепцию, а именно концепцию эффективной дозы, которая является суммой произведений поглощенной дозы на каждый орган, помноженной на

взвешивающий коэффициент излучения и взвешивающий коэффициент ткани. Первый изменяется в зависимости от вида излучения и соотносится с плотностью создаваемой ионизации; второй является аппроксимацией относительной вероятности того, что поглощенная определенным органом доза излучения может привести к возникновению рака. Сумма взвешивающих коэффициентов всех тканей равна 1,0.

Упомянутые выше концепции применимы к индивидуумам. В том случае, если воздействию радиации подверглось большое количество индивидуумов, как это произошло в результате чернобыльской аварии, то можно использовать еще одну концепцию – концепцию коллективной дозы. Коллективная доза определяется как сумма доз излучения у всех индивидуумов в пределах определенной группы, которые могут быть жителями определенной страны или лицами, принимающими участие в определенном виде деятельности, например, в очистке загрязненной в результате аварии территории. Эта концепция наиболее часто применяется в отношении эффективных доз, и наиболее часто используемой единицей коллективной эффективной дозы является чел.-Зв.

Наконец, НКДАР ООН использует концепцию "ожидающей дозы" для исследования долговременных последствий деятельности или аварии [5.1]; например, на момент времени, когда произошла чернобыльская авария, можно считать, что в момент выброса радиоактивного материала создалась "ожидающая доза". Это справедливо, несмотря на то, что для получения этой дозы как людьми, которые жили в момент аварии, так и теми, которые еще не родились или даже не были зачаты, потребуется много лет.

### 5.1.4. Уровни фонового излучения

Живые организмы постоянно подвергаются воздействию ионизирующего излучения от природных источников, в число которых входят космические лучи и находящиеся в земной коре радионуклиды (такие как  $^{40}\text{K}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и их дочерние продукты, включая  $^{222}\text{Rn}$  (радон)). В таблице 5.1 показаны средние годовые дозы и типичный диапазон доз от природных источников по всему миру.

Помимо природных источников радиации, облучение также имеет место в результате деятельности человека. В таблице 5.2 показаны мировые годовые индивидуальные эффективные дозы в 2000 году. Облучение при проведении медицинской диагностики является самым большим техноген-

ТАБЛИЦА 5.1. УРОВНИ ОБЛУЧЕНИЯ ОТ ПРИРОДНЫХ ИСТОЧНИКОВ [5.1]

	Средняя мировая годовая эффективная доза (мЗв)	Типичный диапазон доз (мЗв)
<i>Внешнее облучение</i>		
Космические лучи	0,4	0,3–1,0
Гамма-излучение радионуклидов земной коры	0,5	0,3–0,6
<i>Внутреннее облучение</i>		
Ингаляция (в основном, радон)	1,2	0,2–10
Пероральное поступление	0,3	0,2–0,8
Итого:	2,4	1–10

ТАБЛИЦА 5.2. ЭФФЕКТИВНЫЕ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ В 2000 ГОДУ ОТ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ ИСТОЧНИКОВ [5.1]

	Среднемировая годовая эффективная доза на одного человека (мЗв)	Диапазон или тенденция изменения дозы облучения
Естественный фон	2,4	Типичный диапазон в пределах от 1 до 10 мЗв.
Диагностические медицинские исследования	0,4	Изменяется в пределах от 0,04 до 1 мЗв (соответствует низшему и высшему уровням здравоохранения).
Испытания ядерного оружия в атмосфере	0,005	Уменьшилась с максимальной величины в 0,15 мЗв в 1963 году; более высокая величина характерна для северного полушария.
Чернобыльская авария	0,002	Уменьшилась с максимальной величины в 0,04 мЗв в 1986 году (в северном полушарии); более высокие значения характерны для мест вблизи зоны аварии.
Ядерная энергетика	0,0002	Увеличилась с развитием ядерной энергетики, но уменьшилась благодаря внедрению улучшенных практик.

ным источником облучения. В настоящее время глобальные остаточные эффекты чернобыльской аварии очень малы, но, конечно же, они выше в европейских странах и, в особенности, на некоторых территориях Беларуси, Российской Федерации и Украины.

#### 5.1.5. Уменьшение мощности дозы излучения со временем

Для того чтобы рассчитать дозу излучения за определенный период времени, необходимо спрогнозировать ее уменьшение со временем. Наиболее

очевидным механизмом, вызывающим подобное уменьшение, является радиоактивный распад радионуклидов. Дополнительные коэффициенты уменьшения мощности дозы излучения обычно называют "экологическими" периодами полувыведения; например, уменьшение мощности дозы внешнего гамма-излучения происходит во времени благодаря воздействию атмосферных условий на долгоживущие радионуклиды, такие как находящийся в почве  $^{137}\text{Cs}$ , который под воздействием атмосферных факторов мигрирует вглубь почвы, что приводит к увеличению поглощения излучения почвой. Обычно

для описания этого процесса применяется двухкомпонентная экспоненциальная функция [5.7, 5.8].

Доступность  $^{137}\text{Cs}$  для перорального поступления также уменьшается со временем скорее, чем происходит радиоактивный распад. В основном такое долговременное дополнительное уменьшение происходит благодаря адсорбции  $^{137}\text{Cs}$  на частицах почвы, из-за чего атомы цезия перестают быть биологически доступными. Как и в случае мощности дозы внешнего облучения, уменьшение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в молоке или в телах людей, проживающих на территориях, загрязненных вследствие чернобыльской аварии, также демонстрируют двухкомпонентное экспоненциальное убывание со временем [5.9, 5.10].

### 5.1.6. Критические группы

Во всех ситуациях, где имеет место облучение больших сегментов населения от природных или техногенных источников, всегда наблюдается большой разброс в величине индивидуальных доз излучения, полученных различными представителями одной группы населения, проживающей в одной и той же географической области. Индивидуумов, получивших высокую дозу излучения, часто именуют критической группой, причем эти индивидуумы могут иметь дозы в два и более раз выше, чем средние дозы по всем индивидуумам рассматриваемой группы населения. Как правило, такую критическую группу можно определить заблаговременно и в некоторых случаях предусмотреть специальные защитные меры.

Что касается доз внешнего облучения, то в число членов критической группы попадают те индивидуумы, которые проводят значительное время на открытом воздухе, как в силу профессиональной необходимости, так и с рекреационными целями. Кроме того, в эту группу могут попадать индивидуумы, которые проживают и/или работают в зданиях, обеспечивающих минимальный уровень биологической защиты. С точки зрения подверженности воздействия радиоактивных изотопов йода, в критическую группу часто попадают дети, потребляющие козье молоко. Щитовидная железа у детей имеет массу всего лишь два грамма, и в ней концентрируется примерно 30% поступившего перорально радиоактивного изотопа йода, причем козы более эффективно, чем коровы, выделяют радиоизотоп йода в молоко. С точки зрения подверженности воздействия радиоактивных изотопов цезия, в критические группы населения попадают те, кто потребляет большое количество местных продуктов животного происхождения, таких как молоко и мясо,

а также такие природные продукты как мясо дичи, озерную рыбу, дикорастущие грибы и ягоды.

## 5.2. ВНЕШНЕЕ ОБЛУЧЕНИЕ

### 5.2.1. Модель внешнего облучения

В любой ситуации внешнего облучения человека, вызванного выбросами радиоактивных веществ в окружающую среду, для оценки дозы излучения в органе или эффективной дозы облучения необходимо иметь данные следующих трех типов:

- параметры, которые описывают поле внешнего гамма-излучения;
- параметры, описывающие поведение человека в этом поле;
- коэффициенты преобразования дозы излучения в воздухе в дозу облучения в органе или в эффективную дозу излучения.

Базовая модель внешнего облучения человека в случае радиоактивного загрязнения окружающей среды – это модель облучения на определенной высоте на открытой площадке, покрытой ненарушенной почвой; поглощенная доза на воздухе  $D(t)$  на высоте 1 м над поверхностью грунта используется как базовый параметр для описания радиационного поля. На величину этого базового параметра оказывают влияние не только поверхностная активность осажденных радионуклидов, но и такие природные факторы, как начальная глубина проникновения радионуклидов в почву и их радиоактивный распад, вертикальная миграция долгоживущих радионуклидов и наличие снежного покрова.

Изменение или нарушение окружающей среды также оказывает влияние на радиационное облучение. В моделях этот фактор учитывается введением факторов местоположения. Фактор местоположения  $LF_i$  определяется как отношение мощности дозы в воздухе в точке  $i$  внутри населенного пункта к мощности дозы над площадкой с ненарушенной почвой [5.11]. Поведение человека в поле излучения описывается фактором занятости  $OF_{ik}$ , который представляет собой долю времени, проведенного индивидуумами  $k$ -ой группы населения в  $i$ -ой точке рассматриваемого населенного пункта. Третий тип данных, которые необходимы для оценки эффективной дозы внешнего облучения – это коэффициенты преобразования  $CF_k$ , которые преобразуют измеренные величины (поглощенную дозу в воздухе) в параметр, который может быть напрямую

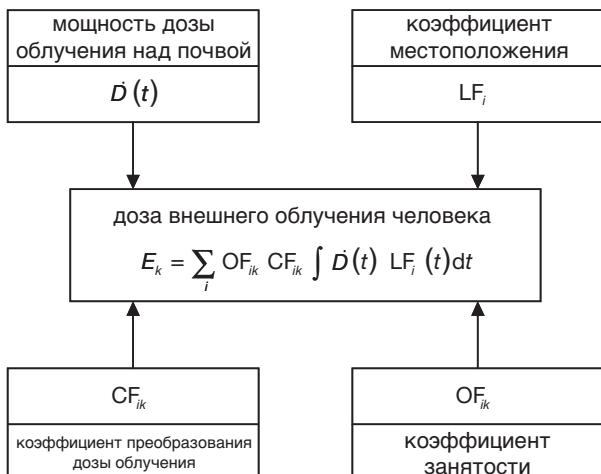


Рис. 5.2. Модель внешнего облучения  $k$ -ой группы населения ( $i$  – показатель местоположения) [5.9].

соотнесен с воздействием на здоровье – с эффективной дозой у  $k$ -ой группы населения.

На основе вышеизложенного на рис. 5.2 представлена детерминистическая модель для оценки мощности эффективной дозы внешнего облучения  $E_k$  для представителей  $k$ -ой группы населения.

### 5.2.2. Исходные данные для определения эффективной дозы внешнего облучения

Численные значения приведенных выше параметров были определены на основе долговременных дозиметрических исследований в наиболее загрязненных после чернобыльской аварии регионах.

#### 5.2.2.1. Динамика изменения мощности дозы внешнего гамма-излучения над открытой целинной почвой

Непосредственно после аварии мощности дозы внешнего гамма-излучения были относительно высокими, и вклад многих короткоживущих радионуклидов был значителен. Таким образом, на загрязненных территориях за пределами площадки Чернобыльской атомной электростанции начальная мощность дозы излучения над газонами и лугами находилась в диапазоне от 3 до 10 мкГр/час на площадях с загрязнением по  $^{137}\text{Cs}$  около 37 кБк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>), а в ЧЗО, где уровни выпадения радионуклидов были выше – до 10 000 мкГр/час. Мощность экспозиционной дозы быстро уменьшалась благодаря радиоактивному распаду короткоживущих радионуклидов, как это показано на рис. 5.3.

Из-за того, что изотопный состав радионуклидов, выпавших в различных географических областях,

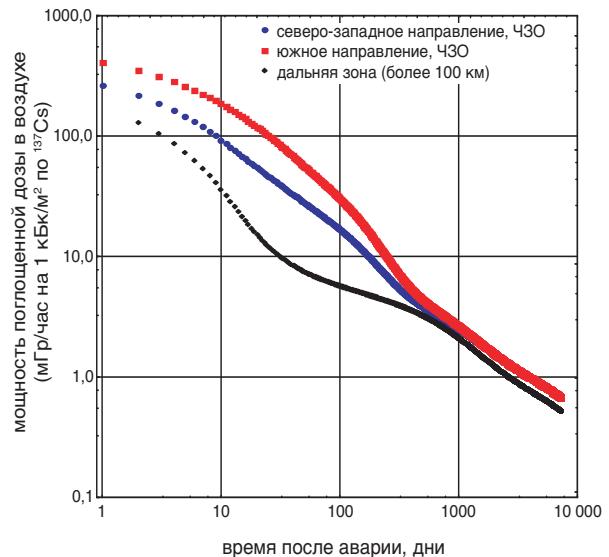


РИС. 5.3. Динамика стандартизированной мощности дозы в воздухе над местностью с ненарушенной структурой грунта после чернобыльской аварии в различных географических областях [5.12].

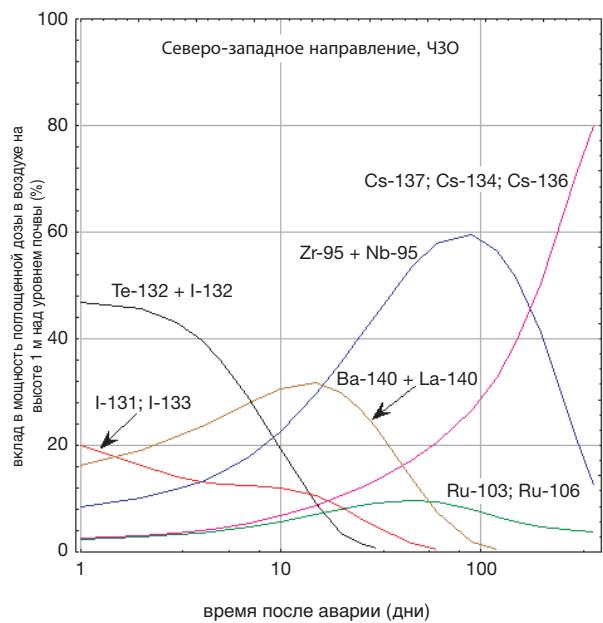


РИС. 5.4. Относительный вклад гамма-излучения отдельных радионуклидов в мощность дозы внешнего гамма-излучения в воздухе в течение первого года после чернобыльской аварии (северо-западное направление, ЧЗО) [5.12].

ях, различался [5.8, 5.13, 5.14], также сильно различался и вклад короткоживущих изотопов в общую мощность дозы. В течение первого месяца в ЧЗО доминировали  $^{132}\text{Te} + ^{132}\text{I}$ ,  $^{131}\text{I}$  и  $^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$ , а затем в течение полугода стали доминировать  $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ , прежде чем, наконец, стали доминировать

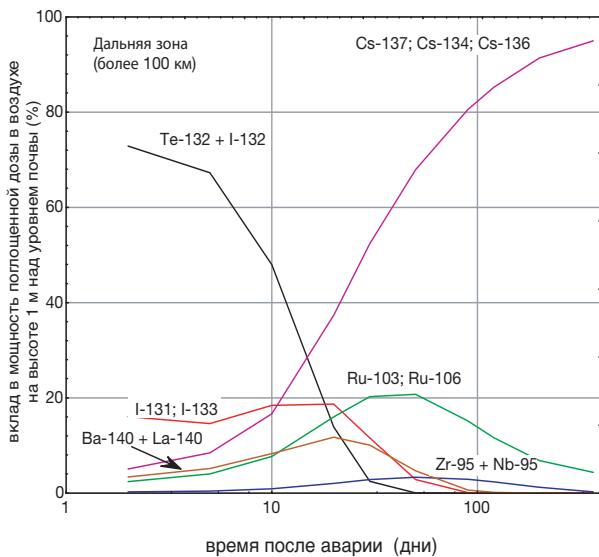


РИС. 5.5. Относительный вклад гамма-излучения отдельных радионуклидов в мощность дозы внешнего гамма-излучения в воздухе в течение первого года после Чернобыльской аварии (дальняя зона – более 100 км от Чернобыльской атомной электростанции) [5.12].

$^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$  (рис. 5.5). Начиная с 1987 года более 90% вклада в мощность дозы излучения в воздухе стало играть гамма-излучение от долгоживущих радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$ . Таким образом, состав выпавших радионуклидов был основным фактором в определении дозы внешнего излучения у населения на ранних стадиях после аварии. Модельные оценки мощности дозы гамма-излучения на открытом воздухе без преград (90% доверительный интервал), основанные на радионуклидном составе выпадений хорошо согласуются с величинами, измеренными в течение первого месяца после выпадения (см. рис. 5.6).

Влияние миграции радионуклидов в почве на мощность дозы гамма-излучения было определено с использованием гамма-спектрометрического анализа более 400 образцов почвы, отобранных в 1986-1999 годах на загрязненных территориях Германии (Бавария), Российской Федерации, Швеции и Украины [5.7, 5.8, 5.15]. Были также проанализированы данные по распределению  $^{137}\text{Cs}$  в почвах на участках северо-восточного региона США, где радиоактивное загрязнение вызвано проводившимися ядерными испытаниями на полигоне в Неваде [5.16], и в Баварии (Германия), где радиоактивное загрязнение было вызвано глобальным распространением радиоактивных продуктов взрывов при ядерных испытаниях. Два последних набора данных получены для ситуации 20-30 лет спустя после выпадения радиоактивных осадков, что позволяет

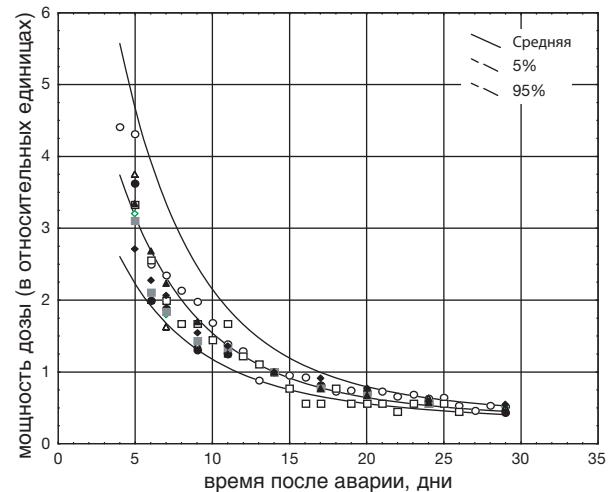


РИС. 5.6. Мощность дозы в воздухе во время первых дней после аварии в нескольких населенных пунктах сельского типа в Брянской и Тульской областях Российской Федерации (нормализовано к мощности дозы на 10 мая 1986 года). Точками показаны измерения мощности дозы; кривыми представлены расчетные величины в соответствии с изотопным составом [5.7].

применить долгосрочный прогноз в отношении выпадений в результате чернобыльской аварии. Площадки, где производились измерения, хорошо отображали состояние контрольных площадок (т.е. открытые поля с ненарушенной поверхностью).

Мощность дозы излучения над открытой местностью с ненарушенной структурой грунта в течение нескольких лет после аварии сократилась в 100 и более раз по сравнению с исходным уровнем (см. рис. 5.3). В то время мощность дозы излучения определялась, в основном гамма-излучением от радионуклидов цезия, т.е.  $^{137}\text{Cs}$  (период полураспада 30 лет) и  $^{134}\text{Cs}$  (период полураспада 2,1 года), а затем, спустя десять и более лет после аварии, мощность дозы определялась главным образом вкладом долгоживущего  $^{137}\text{Cs}$ . Долговременные исследования мощности дозы внешнего гамма-излучения в течение последних семнадцати лет показали, что она убывает быстрее, чем это просто бы объяснялось радиоактивным распадом. Голиков и др. [5.7] и Лихтарев и др. [5.8] рассчитали эталонную функцию для мощности дозы гамма-излучения, в которой 40-50% величины уменьшается с экологическим периодом 1,5 – 2,5 года, а оставшиеся 50-60% уменьшения приходятся на экологический период 40-50 лет, как показано на Рис. 5.7. Последняя цифра весьма неопределенна; она соответствует периоду, который учитывает постепенную миграцию  $^{137}\text{Cs}$  вглубь почвы после 17-19 лет.

ТАБЛИЦА 5.3. ВЕЛИЧИНЫ ФАКТОРОВ ЗАНЯТОСТИ В ТЕЧЕНИЕ ЛЕТНЕГО СЕЗОНА ДЛЯ РАЗЛИЧНЫХ ГРУПП СЕЛЬСКОГО НАСЕЛЕНИЯ В РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ, БЕЛАРУСИ И УКРАИНЕ <sup>а</sup> [5.15]

Местоположение	Лица, работающие в помещениях	Лица, работающие на открытом воздухе	Пенсионеры	Школьники	Дети дошкольного возраста
Внутри зданий	0,65/0,77/0,56	0,50/0,40/0,46	0,56/0,44/0,54	0,57/0,44/0,75	0,64—/0,81
Снаружи зданий (во дворах)	0,32/0,19/0,40	0,27/0,25/0,29	0,40/0,42/0,41	0,39/0,45/0,21	0,36—/0,19
За пределами населенных пунктов	0,03/0,04/0,04	0,23/0,35/0,25	0,04/0,14/0,05	0,04/0,11/0,04	0—/0

<sup>а</sup> Первая цифра соответствует данным по Российской Федерации, вторая — по Беларуси, третья — по Украине [5.15].

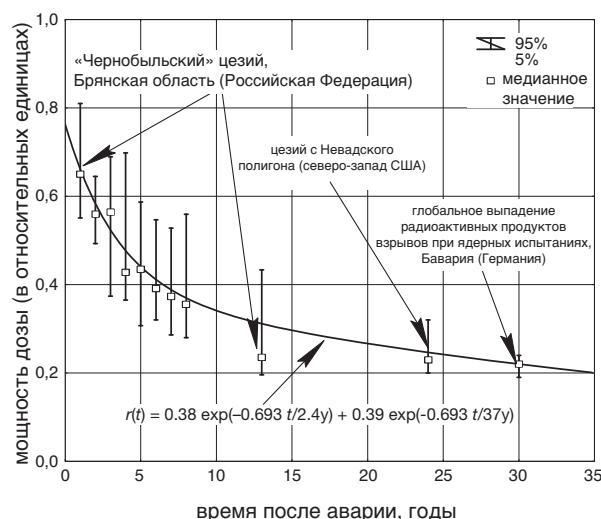


РИС. 5.7. Уменьшение мощности дозы гамма-излучения  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе в результате миграции цезия в ненарушенную структуру грунта в сравнении с мощностью дозы плоского источника на границе "воздух — почва" (из [5.7]).

### 5.2.2.2. Динамика мощности дозы внешнего гамма-излучения в антропогенных зонах

В поселениях городского и сельского типов характеристики радиационного поля в значительной степени отличаются от характеристик радиационного поля над открытой площадкой с неповрежденной почвой, которая используется в качестве эталонной для проведения расчетов внешней дозы на людей от осажденной активности. Эти различия объясняются изменениями в распределении источников в результате осаждения, смыва, воздействия погодных факторов и факторов экранирования. Все эти факторы можно объединить термином "факторы местоположения".

Была проведена оценка факторов местоположения типичных западноевропейских зданий [5.11, 5.17, 5.18]. Гамма-спектрометрические измерения, выполненные в Германии и Швеции [5.19—5.22], позволили определить факторы местоположения в городской окружающей среде и изменения этих факторов во времени в течение нескольких лет после чернобыльской аварии. Отличительной чертой этих исследований и их преимуществом является то, что эти исследования были начаты непосредственно после аварии, в то время как систематическое исследование факторов местоположения на загрязненных территориях Беларуси, Российской Федерации и Украины началось спустя два-три года после аварии. На рис. 3.12 (раздел 3) представлены результаты такого более позднего исследования в г. Новозыбков (Брянская область Российской Федерации).

#### 5.2.2.3. Поведение людей в радиационном поле

Влияние поведения различных социальных групп населения на величину дозы излучения можно принять в расчет в том случае, если известна частота, с которой индивидуумы, принадлежащие к  $k$ -ой группе населения, находятся в местоположении  $i$ -го типа. Отрезки времени, проведенные в местоположениях различного типа (в помещениях, на открытом воздухе на улицах и во дворах и т.п.) индивидуумами, принадлежащими к различным группам населения, были оценены на основе ответов на вопросник. Собранные данные включали в себя возраст, пол, род занятий, информацию о жилище и т.п. В таблице 5.3 приведен пример таких результатов, где величины факторов занятости в течение летнего сезона показаны для различных групп сельского населения в Беларуси, Российской Федерации и Украине [5.15].

#### 5.2.2.4. Эффективная доза на единицу дозы гамма-излучения в воздухе

Средние величины коэффициентов преобразования  $CF_k$ , которые применяются для преобразования мощность дозы гамма-излучения в воздухе в мощность эффективной дозы применительно к индивидууму из (возрастной) группы населения  $k$ , были получены для трех групп населения с использованием результатов экспериментов с фантомом [5.15] и расчетов по методу Монте-Карло [5.23]. Полученные величины составили 0,75 Зв/Гр для взрослых, 0,80 Зв/Гр для детей школьного возраста (7–17 лет) и 0,90 Зв/Гр для детей дошкольного возраста (0–7 лет). Для расчетов эффективной дозы излучения были использованы коэффициенты преобразования  $CF_k$ , которые не зависят от местоположения и времени после аварии.

### 5.2.3. Результаты

#### 5.2.3.1. Динамика эффективной дозы внешнего облучения

Вскоре после выпадения радиоактивных материалов в радиационном поле гамма-излучения доминировало излучение короткоживущих радионуклидов, как это было указано ранее (см. рис. 5.4 и 5.5). Поскольку разнообразие местоположений было чрезвычайно широко, состав выпавших радионуклидов был основным фактором, который определял внешнее облучение населения в начальный период времени после аварии.

Спустя некоторое время после аварии еще одним важным фактором становится зависимость факторов местоположения от времени в связи с относительно высокой скоростью процессов миграции радионуклидов в течение этого периода времени. Мощность дозы излучения над различными поверхностями населенных пунктов городского типа, вызванная гамма-излучением  $^{137}\text{Cs}$ , убывала в течение первых лет после выпадения, причем экспоненциальный период полураспада составлял от одного года до двух лет (см. рис. 3.12). Через пять–семь лет после выпадения изменение мощности дозы во времени стабилизировалось – это произошло благодаря распаду короткоживущих радионуклидов и фиксации радионуклидов цезия в толщине грунта.

В соответствии с измерениями и расчетами ситуации на первый год после аварии, мощность дозы внешнего облучения уменьшилась приблизительно в 30 раз, в основном благодаря радиоактив-

ному распаду короткоживущих радионуклидов (см. рис. 5.8). В течение последующего десятилетия

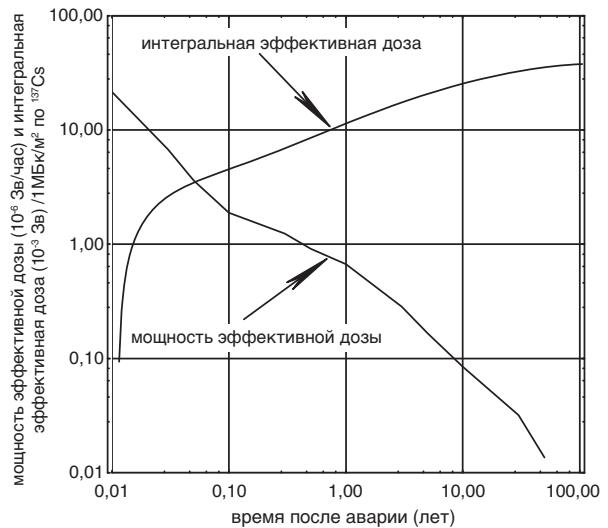


РИС. 5.8. Модельный прогноз временной зависимости мощности эффективной дозы гамма-излучения и накопленной эффективной дозы внешнего облучения городского населения Брянской области Российской Федерации [5.7].

мощность дозы внешнего облучения уменьшилась благодаря радиоактивному распаду  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$  и миграции радиоактивного цезия вглубь почвы. После этого мощность дозы внешнего облучения определялась в основном  $^{137}\text{Cs}$ . В долговременной перспективе радиоактивные изотопы цезия фиксируются в почвенной матрице, и это приводит к замедлению миграции в почве и, соответственно, к медленному уменьшению мощности дозы внешнего облучения. На основе такого исследования был сделан прогноз о том, что из общей величины дозы внешнего облучения, которую предстоит набрать в течение 70 лет после аварии, около 30% было получено в течение первого года после аварии, и около 70% будет набрано в течение первых 15 лет после аварии (рис. 5.8) [5.7].

#### 5.2.3.2. Измерение дозы внешнего облучения при помощи термolumинесцентных дозиметров

В целом можно отметить, что до чернобыльской аварии измерение индивидуальных доз внешнего облучения производилось только для целей профессионального облучения. После чернобыльской аварии также стали измерять индивидуальные дозы внешнего облучения населения. Для этой цели населению наиболее загрязненных областей Беларуси, Российской Федерации и Украины были розданы

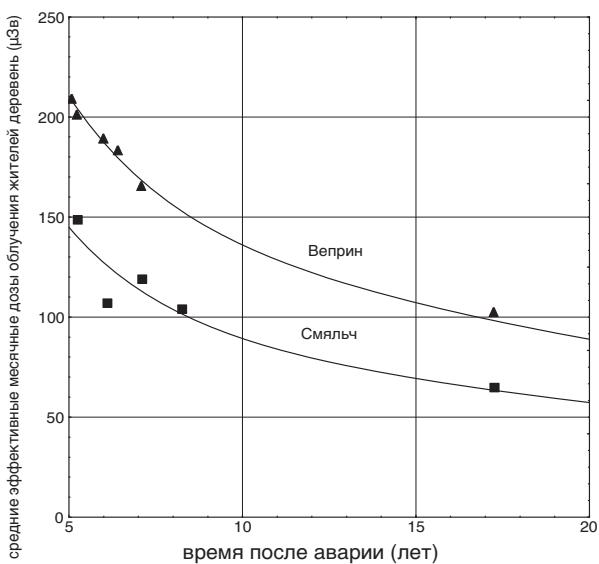


РИС. 5.9. Результаты измерения при помощи термолюминесцентных дозиметров средних месячных доз излучения у жителей деревень Веприн и Смальч (Брянская область Российской Федерации), проживающих в деревянных домах, в различные периоды времени после выпадения радиоактивных материалов [5.28].

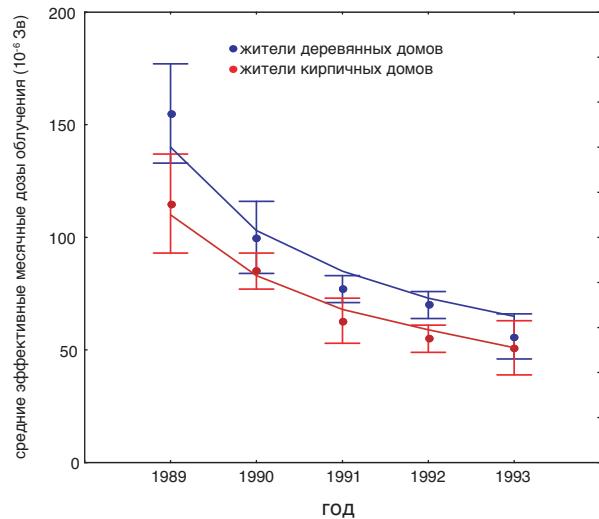


РИС. 5.10. Мощности эффективной дозы лиц, работающих в помещениях в г. Новозыбков (Российская Федерация). Точки с планками погрешностей представляют средние величины и 95% доверительные интервалы (+/- две стандартные ошибки) измерений при помощи термолюминесцентных дозиметров [5.28].

термолюминесцентные дозиметры [5.24–5.28]. Жители этих областей носили термолюминесцентные дозиметры в течение весеннего и летнего сезонов. Примеры полученных результатов показаны на рис. 5.9 и 5.10 для сельских и городских населенных

пунктов, соответственно. На основе полученных результатов можно прийти к выводу о том, что городское население подверглось дозе внешнего облучения в 1,5–2 раза меньшей, чем сельское население при условии проживания на территориях со сходными уровнями радиоактивного загрязнения. Это объясняется как лучшими экранирующими свойствами городских построек, так и различиями в рода занятий.

Критическая группа в отношении внешнего облучения состоит из индивидуумов, которые имеют такой род занятий или обладают такими привычками, в результате которых они проводят значительную часть времени на открытом воздухе на местности с ненарушенной структурой грунта (в лесах, на лугах), и проживают в домах, обладающих минимальными экранирующими свойствами. В настоящее время средняя доза внешнего облучения любой группы населения не превышает более чем вдвое средней дозы в населенном пункте. Типичными критическими группами являются работники лесного хозяйства (коэффициент 1,7), пастухи (коэффициент 1,6) и сельскохозяйственные рабочие-полеводы (коэффициент 1,3), которые проживают в одноэтажных деревянных домах [5.9, 5.15].

Анализ результатов измерений жителей населенных пунктов показал, что распределение индивидуальных доз может быть описано логарифмически нормальной функцией [5.7]. На рис. 5.11 представлено сравнение расчетов по модели с измерением индивидуальных доз термолюминесцентными дозиметрами, которые были выполнены в 1993 году в четырех деревнях Брянской области (565 измерений). Распределения отношения индивидуальных доз внешнего облучения к средней величине измеренных доз в каждой деревне практически идентичны. Таким образом, полученное логарифмически нормальное распределение со стандартным среднеквадратичным отклонением порядка 1,5 (объясняемое, в основном, стохастической изменчивостью величины индивидуальных доз) может считаться типичным для поселений сельского типа в зоне чернобыльской аварии.

### 5.2.3.3. Уровни внешнего облучения

Для иллюстрации фактических уровней внешнего облучения и различий в уровнях облучения различных групп населения в таблице 5.4 представлены расчетные величины эффективных доз внешнего облучения в течение различных отрезков времени для сельского и городского населения Российской Федерации и Украины, а в таблице 5.5 пред-

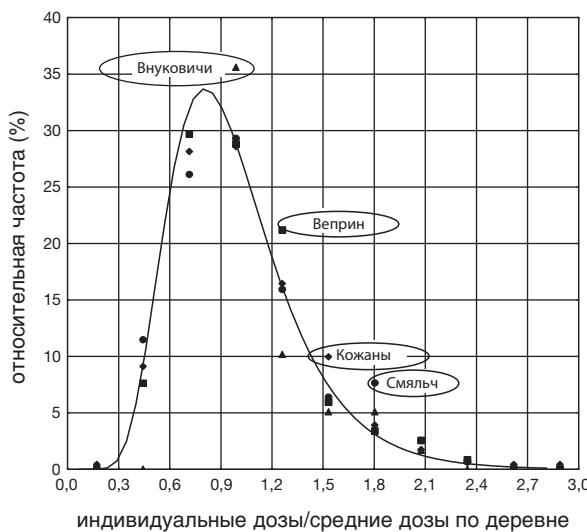


РИС. 5.11. Частотные распределения месячных эффективных доз внешнего облучения индивидуумов, измеренные при помощи термolumинесцентных дозиметров в четырех деревнях Брянской области Российской Федерации (показано точками) и рассчитанные по стохастической модели (кривые). Дозы приведены к арифметическим средним значениям индивидуальных доз, определенным для каждой деревни (из [5.7]).

ставлено отношение средних эффективных доз в различных группах населения к средней дозе в населенном пункте. Расчеты доз для различных времен-

ных промежутков были выполнены на основе описанной выше модели для оценки дозы внешнего облучения населения.

В настоящее время средняя годовая доза внешнего облучения сельских жителей с современным уровнем загрязнения почвы по  $^{137}\text{Cs}$  около  $700 \text{ кБк}/\text{м}^2$  ( $\approx 20 \text{ Ки}/\text{км}^2$ ) составляет  $0,9 \text{ мЗв}$ . Для критической группы величина дозы превышает годовой предел дозы в  $1 \text{ мЗв}$ , установленный для населения в нормальных условиях. Набранная до настоящего времени доза внешнего облучения из-за выпавших на почву радиоактивных материалов в результате чернобыльской аварии составляет 70-75% от общей пожизненной дозы (70 лет) для людей, родившихся в 1986 году и постоянно проживающих на загрязненных территориях.

### 5.3. ДОЗА ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ

#### 5.3.1. Модель внутреннего облучения

На рис. 5.12 [5.9] показана общая форма моделей для расчета дозы внутреннего облучения. Основными путями поступления радионуклидов в тело человека возраста  $k$  является ингаляция со средней скоростью  $IR_k$  воздуха с зависимостью от времени концентрацией  $AC_r$  радионуклида  $r$  и потребление со скоростью  $CR_{fk}$  набора  $f$  пищевых

ТАБЛИЦА 5.4. СРЕДНЯЯ НОРМАЛИЗОВАННАЯ ЭФФЕКТИВНАЯ ДОЗА ВНЕШНЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ВЗРОСЛОГО НАСЕЛЕНИЯ В ПРОМЕЖУТОЧНОЙ (РАССТОЯНИЕ ОТ 100 ДО 1000 КМ) ЗОНЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Население	$E/\sigma_{^{137}\text{Cs}} (\mu\text{Зв} \cdot \text{кБк}^{-1} \cdot \text{м}^{-2} \text{ по } ^{137}\text{Cs})^a$				
	1986 год.	1987–1995 годы	1996–2005 годы	2006–2056 годы	1986–2056 годы
Российская Федерация [5.7, 5.28]	Rural	14	25	10	19
	Urban	9	14	5	9
Украина [5.8]	Rural	24	36	13	14
	Urban	17	25	9	10

<sup>a</sup>  $\sigma_{^{137}\text{Cs}}$  дано по состоянию на 1986 год

ТАБЛИЦА 5.5. ОТНОШЕНИЕ СРЕДНИХ ЭФФЕКТИВНЫХ ДОЗ ВНЕШНЕГО ОБЛУЧЕНИЯ В ОТДЕЛЬНЫХ ГРУППАХ НАСЕЛЕНИЯ К СРЕДНИМ ДОЗАМ В НАСЕЛЕННОМ ПУНКТЕ [5.9]

Тип здания	Лица, работающие в помещении	Лица, работающие на открытом воздухе	Пастухи, работники лесного хозяйства	Дети школьного возраста
Деревянное	0,8	1,2	1,7	0,8
Кирпичное, одно- двухэтажное	0,7	1,0	1,5	0,9
Многоэтажное	0,6	0,8	1,3	0,7

продуктов и воды с зависимой от времени удельной активностью  $SA_{fr}$ .

Данные по концентрации радионуклидов в воздухе и пищевых продуктах обсуждались в предыдущих разделах, и ниже будет приведено краткое резюме. Данные по потреблению пищевых продуктов и воды взяты либо из литературных источников [5.2, 5.10], либо путем проведения специальных обследований пострадавшего населения [5.29, 5.30]. Другие данные, необходимые для проведения дозиметрических расчетов, получены из публикации Международного комитета по радиологической защите по возрастным особенностям скорости ингаляции [5.31] и по возрастным дозовым коэффициентам [5.32]. Дозовые возрастные коэффициенты применимы как к ингаляционному, так и пероральному поступлению и определяют дозу облучения на единицу поглощенного радионуклида. Эти величины рассчитываются в переводе на ожидаемую дозу, т.е. ту дозу, которая будет получена в течение последующих 50 лет для взрослого населения, или до 70-летнего возраста для молодежи. Для большинства радионуклидов, но только не для  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239}\text{Pu}$ , биологическое время пребывания в организме человека невелико, и ожидаемая эквивалентная доза только немного превышает ту, которую человек получает в течение одного года. Метаболизм изотопов стронция, плутония и некоторых других радиоактивных веществ происходит медленно, и поэтому полная ожидаемая доза не достигается даже при прошествии многих лет.

Еще один способ расчета дозы внутреннего облучения заключается в использовании непосред-

ственного измерения представляющего интерес радионуклида в теле человека. Эти измерения были произведены на щитовидной железе по  $^{131}\text{I}$  в трех наиболее пострадавших странах [5.33-5.35] и для  $^{137}\text{Cs}$  (см. [5.10, 5.36]). Для расчета доз, в особенности дозы облучения щитовидной железы, прямые измерения недостаточны; такая информация должна быть дополнена подходящими моделями поступления радионуклидов для определения их концентраций в теле и в его органах в прошлом и в будущем.

Для того чтобы спрогнозировать дозы облучения в будущем, необходимо предсказать поступление долгоживущих радионуклидов в тело человека. Информация по долговременному переносу важного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  из окружающей среды в тело человека может быть получена на основе опыта в отношении поведения этого радионуклида при глобальном и локальном выпадении радиоактивных веществ [5.1]. Кроме того, со времени чернобыльской аварии прошло уже достаточно много времени, и именно результаты измерений, проведенных в Чернобыле, могут быть использованы для прогнозирования изменения концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в пищевых продуктах и в теле человека. Например, Лихтарев и др. [5.10] на основе изучения 126 000 проб молока, отобранных в 1987–1997 годах, наблюдали двухкомпонентную экспоненциальную кривую убывания активности, где 90% активности  $^{137}\text{Cs}$  исчезает с периодом  $2,9 \pm 0,3$  года, а 10% – с периодом  $15 \pm 7,6$  года. Вторая величина весьма неопределенна в связи с малым временем осуществления наблюдений по сравнению с длительностью радиологического полураспада  $^{137}\text{Cs}$ , равного 30 годам. Эти данные в целом согласуются с данными наблюдений в Российской Федерации [5.37, 5.38].

### 5.3.2. Использование данных мониторинга в качестве исходных данных для оценки дозы внутреннего облучения

Уникальной отличительной особенностью проводившегося после Чернобыля мониторинга доз внутреннего облучения человека было широкое применение счетчиков радиоактивности всего тела для измерения содержания радионуклидов в теле человека и его органах (в основном, в щитовидной железе). Эти измерения производились совместно с обычными измерениями содержания радионуклидов в пищевых продуктах, питьевой воде и других составляющих окружающей среды. Объединение данных, полученных при помощи различных методов мониторинга, позволило значительно увеличить

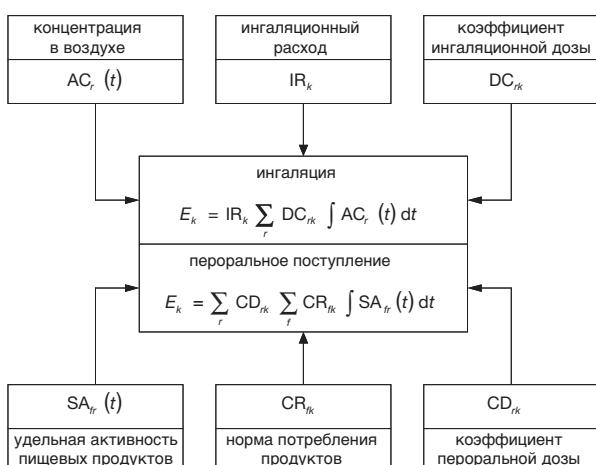


РИС. 5.12. Модель для расчета дозы внутреннего облучения людей, подвергшихся воздействию выпавших радиоактивных материалов в результате чернобыльской аварии [5.9].

точность реконструкции дозы внутреннего облучения.

Для оценки дозы внутреннего облучения в результате ингаляции использовались измерения концентрации радионуклидов в воздухе, описанные в предыдущем разделе. Наиболее важным аспектом этой работы была оценка дозы в течение первых дней после аварии, когда концентрация радионуклидов в воздухе была относительно высокой. Позже оценка ингаляционных доз была нужна для изучения повторного суспенсирования радионуклидов с низкой мобильностью в пищевой цепочке, например, плутония.

Оценка поглощения радионуклидов с пищей и питьевой водой была основана на многочисленных измерениях  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134,137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , которые проводились во всей Европе и в особенности в трех наиболее пострадавших странах (Беларусь, Российская Федерация и Украина). Основными типами исследований были гамма-спектроскопия  $^{131}\text{I}$  и  $^{134,137}\text{Cs}$  и радиохимический анализ  $^{90}\text{Sr}$ . Для определения различных радионуклидов в образцах в некоторых лабораториях с успехом применялась бета-спектроскопия; в тех случаях, когда радионуклидный состав был хорошо известен, также производились общие измерения бета-активности. При проведении большинства измерений определялось содержание  $^{137}\text{Cs}$  в сырых продуктах животного происхождения (молоко, мясо и т.п.); количество таких измерений, произведенных начиная с 1986 года, составляет несколько миллионов. Обобщенные данные по измерению радионуклидов в пищевых продуктах представлены в разделах, относящихся к наземной окружающей среде.

В 1986 году провели также измерение концентрации растворимых радионуклидов (в основном,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134,137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ ) в питьевой воде поверхностных и подземных источников (см. раздел 3.5). Позже активность этих радионуклидов убыла до относительно низкого уровня, и их вклад в дозу внутреннего облучения стал, как правило, пренебрежимо малым по сравнению с вкладом, обеспечиваемым поступлением с пищевыми продуктами.

В мае-июне 1986 года проводилось измерение активности  $^{131}\text{I}$  в щитовидной железе лиц, проживавших на территориях со значительным выпадением радионуклидов. В общей сложности в трех наиболее пострадавших странах было выполнено более 300 000 измерений  $^{131}\text{I}$  в щитовидной железе; в других европейских странах также было произведено значительное количество измерений. Особое внимание уделялось измерениям у детей и подростков. После проведения тщательной калибровки данные,

полученные в результате крупномасштабных измерений, послужили главным основанием для реконструкции дозы излучения в щитовидной железе.

Большинство многочисленных измерений радиоактивности всего тела, выполненных начиная с 1986 года в различных странах Европы, были нацелены на определение  $^{134,137}\text{Cs}$ . Количество проведенных измерений превышало один миллион, причем большинство этих измерений было выполнено в трех наиболее пострадавших странах. Данные измерений широко использовались как для валидации модели поступления радионуклидов, так и для оценки эффективности контрмер. В наиболее загрязненных районах Беларусь, Российской Федерации и Украины данные по измерению радиоактивности всего тела использовались для уточнения оценок полученных людьми доз излучения как в целях радиационной защиты, так и в ходе эпидемиологических исследований.

Стронций-90 и радионуклиды плутония, которые не дают гамма-излучения, легко определяемое счетчиками радиоактивности всего тела, определялись исследованием образцов выделений, а, начиная с 1990-х годов, исследовались образцы тканей, взятые при аутопсии. Несколько сотен образцов костной ткани человека было исследовано радиохимическими методами на содержание  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ . Была успешно определена активность радионуклидов плутония в нескольких десятках образцов тканей легких, печени и костей человека [5.39, 5.40].

На территориях, пострадавших в результате чернобыльской аварии, в сокращенных масштабах продолжают проводиться программы мониторинга с целью обеспечения радиационной защиты, в особенности для обоснования мер по реабилитации окружающей среды.

### 5.3.3. Предотвращение дозы путем изменения поведения людей

В дополнение к контрмерам, направленным на уменьшение уровней радиоактивного загрязнения городской среды и сельскохозяйственных пищевых продуктов, также эффективным оказалось и изменение привычек проживающих на загрязненных территориях людей с целью сокращения доз излучения. Наиболее очевидной и высоко эффективной мерой непосредственно после аварии оказалось прекращение потребления молока для уменьшения поступления  $^{131}\text{I}$ . Эффективность этой меры не задокументирована в достаточной степени, и только в некоторых из наиболее загрязненных регионах

этих трех стран жителям было своевременно предложено прибегнуть к ней.

В долговременном плане более успешным оказалось сокращение потребления продуктов с высоким содержанием  $^{134,137}\text{Cs}$ , по крайней мере в период с 1987 по 1993 годы [5.10, 5.41]. К числу таких пищевых продуктов относились молоко и говядина местного производства, а также мясо дичи и дикорастущие грибы и ягоды. Позже, в связи с ухудшением экономического положения и постепенным пропаданием озабоченности населения в отношении "диких" продуктов питания, такое самоограничение стало менее распространенным.

#### **5.3.4. Результаты, касающиеся индивидуальных доз**

##### **5.3.4.1. Дозы на щитовидную железу в результате воздействия радиоактивного йода**

Одним из основных воздействий аварии явилось облучение щитовидной железы людей. Дозы были набраны весьма быстро за счет быстрого переноса йода по цепи питания и короткого периода полураспада  $^{131}\text{I}$ , равного восьми дням. Другие радионуклиды, представляющие интерес с точки зрения дозы излучения в щитовидной железе, также обладают малым временем полураспада. Во всем мире компетентными органами была признана важность снижения дозы в щитовидной железе, и на ранней стадии усилия были сосредоточены именно на этом. НКДАР ООН предоставил средние по странам оценки индивидуальных доз излучения в щитовидной железе для детей и взрослых [5.2]. Особое внимание было обращено на реконструкцию дозы в щитовидной железе с начала 1990-х годов, когда была выявлена повышенная заболеваемость раком щитовидной железы детей и подростков, проживающих на загрязненных в результате чернобыльской аварии территориях Беларуси, Российской Федерации и Украины [5.1, 5.3, 5.42].

В ходе радиоэпидемиологических исследований были прояснены основные пути формирования дозы облучения щитовидной железы; результаты исследований были опубликованы в 1990-х годах [5.33 - 5.35], и в кратком виде они излагаются в работе [5.1]. Однако в недавнее время появились новые важные работы в этой области [5.43 - 5.45]. В работе [5.46] обсуждаются общие подходы к реконструкции доз внутреннего облучения.

Методики реконструкции доз облучения щитовидной железы населения, подвергшегося воздействию чернобыльской аварии, параллельно разраба-

тывались в Беларуси, Российской Федерации и Украине с участием экспертов США и ЕС; эти методики имеют ряд общих черт и некоторые существенные различия, что делает их желательное объединение сложной задачей. Во-первых, в этих трех странах имеются результаты десятков тысяч измерений содержания  $^{131}\text{I}$  в щитовидной железе (хотя качество этих измерений различно), которые используются в качестве основы для реконструкции дозы в щитовидной железе. Помимо этого, в Российской Федерации используют данные по содержанию  $^{131}\text{I}$  в молоке. Благодаря использованию результатов измерения  $^{131}\text{I}$  в теле человека и в окружающей среде, реконструированные дозы скорее реалистичны, чем консервативны.

Другой общей чертой является использование информации по нескольким возрастным группам, проживающим в одном населенном пункте, либо в группе расположенных вблизи населенных пунктах, в качестве единицы для реконструкции средней дозы в щитовидной железе. При наличии большого количества измерений  $^{131}\text{I}$  в теле человека и в окружающей среде в пределах одного населенного пункта, эти измерения используются для реконструкции дозы излучения. Вспомогательной величиной, используемой для реконструкции дозы в населенных пунктах, где отсутствуют исторические данные измерения  $^{131}\text{I}$ , является величина выпадений  $^{137}\text{Cs}$  на почву, что является индикатором радиоактивного загрязнения территории.

Однако методики реконструкции дозы в щитовидной железе для населенных пунктов, по которым отсутствуют результаты измерений  $^{131}\text{I}$  в окружающей среде и в теле человека, весьма различны в этих трех странах. В Украине, где выпадение большей части радиоактивного йода произошло в условиях сухой погоды, Лихтарев и др. [5.45] разработали модель с линейной зависимостью дозы в щитовидной железе от выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на поверхность почвы. В Беларуси, где выпадение радионуклидов происходило как в условиях сухой, так и влажной погоды, Гаврилиным и др. [5.35] была разработана и широко применяется полуэмпирическая модель, основывающаяся на нелинейной зависимости дозы в щитовидной железе от выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на поверхность почвы. В другой недавно опубликованной работе, посвященной той же самой проблеме, разработана всеобъемлющая радиоэкологическая модель переноса радиоактивного йода в окружающей среде, которая успешно применяется для реконструкции дозы в щитовидной железе [5.44]. В Российской Федерации, где выпадение радионуклидов происходило в основном в условиях влажной погоды, была

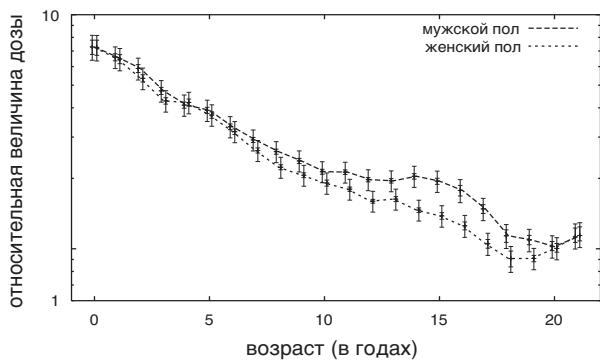


РИС. 5.13. Возрастная и половая зависимость средней дозы в щитовидной железе у жителей населенного пункта, приведенной к средней дозе у взрослых, проживающих в том же населенном пункте [5.48].

разработана [5.43] и применяется [5.47] линейная полуэмпирическая модель зависимости концентрации  $^{131}\text{I}$  в молоке и дозы в щитовидной железе от выпадений  $^{137}\text{Cs}$  на поверхность почвы при величине загрязнения более 37 кБк/м<sup>2</sup>. Несмотря на различия в используемых методических подходах, общее согласование оценок - за исключением территорий с малой величиной загрязнения - можно признать удовлетворительным [5.3].

Дозы облучения щитовидной железы в результате чернобыльской аварии складываются из четырех составляющих: а) дозы внутреннего облучения от поглощения  $^{131}\text{I}$ ; б) дозы внутреннего облучения от поглощения короткоживущих изотопов радиоактивного йода ( $^{132}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$  и  $^{135}\text{I}$ ) и короткоживущих радиоизотопов теллура ( $^{131}\text{Te}$  и  $^{132}\text{Te}$ ); в) дозы внешнего облучения от выпадения радионуклидов на почву; г) дозы внутреннего облучения от поглощения долгоживущих радионуклидов, таких как  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

Для большей части жителей территорий, подвергшихся воздействию чернобыльской аварии, доза внутреннего облучения щитовидной железы в результате поглощения  $^{131}\text{I}$  - явно самая важная, и практически все внимание уделялось именно ей. Доза излучения от воздействия  $^{131}\text{I}$  имела место в основном из-за потребления свежего коровьего молока и в меньшей степени свежих овощей и зелени. Дети в среднем получили дозы излучения гораздо выше, чем взрослые, в связи с их малой массой щитовидной железы и в связи с тем, что потребление свежего коровьего молока детьми мало отличалось от потребления взрослыми.

На рис. 5.13 [5.48] показана зависимость средней дозы в щитовидной железе жителей населенно-

го пункта от возраста и пола, которая основывается на 60 000 измерениях  $^{131}\text{I}$  в щитовидной железе, выполненных в Украине в мае 1986 года. Средняя доза в щитовидной железе у детей до 7 лет была примерно в семь раз выше, чем у молодежи (19–30 лет), проживающей в тех же самых населенных пунктах сельского и городского типов, что и дети. Это соотношение монотонно убывало с возрастом как экспоненциальная функция, причем у подростков наблюдалось некоторое отклонение. Различия в возрастной зависимости между мужским и женским полами кажутся несущественными. Подобные же зависимости были обнаружены при проведении измерений  $^{131}\text{I}$  в щитовидной железе в Беларуси и Российской Федерации [5.34, 5.35].

Поскольку сельское население, проживающее на загрязненных территориях, в большей степени зависит от местного производства сельскохозяйственной продукции, чем городское население, то дозы в щитовидной железе, вызванные, преимущественно потреблением загрязненного молока и молочных продуктов, примерно в два раза выше у сельского населения, чем у городского населения [5.1].

Хотя наибольший вклад в дозу облучения щитовидной железы обуславливается поглощением  $^{131}\text{I}$ , также важно принять во внимание дозу внутреннего облучения от короткоживущих радиоактивных изотопов йода ( $^{132}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$ , и  $^{135}\text{I}$ ). Ождалось, что у населения г. Припять будет самый высокий вклад от короткоживущих изотопов в дозу облучения щитовидной железы. Этот контингент населения подвергся воздействию радионуклидов только ингаляционным путем и был эвакуирован спустя полтора дня после аварии. Анализ прямых спектрометрических измерений щитовидной железы и легких, проведенный у 65-ти эвакуированных из Припяти человек, показал, что вклад короткоживущих радионуклидов в дозу облучения щитовидной железы составляет около 20% у тех лиц, которые не принимали стабильный йод для блокирования щитовидной железы, и более 50% у тех, кто принял таблетки стабильного йода вскоре после аварии [5.49]. Однако стоит отметить, что общая доза в щитовидной железе лиц, эвакуированных из Припяти, была относительно мала по сравнению с группами населения, потреблявшими загрязненные радиоактивностью пищевые продукты.

У населения, постоянно проживающего на загрязненных территориях, вклад короткоживущих радионуклидов в дозу облучения щитовидной железы был незначительным, поскольку большая часть облучения щитовидной железы была вызвана

ТАБЛИЦА 5.6. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ИНДИВИДУАЛЬНЫХ ДОЗ В ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЕ ДЕТСКОЙ И ПОДРОСТКОВОЙ ВОЗРАСТНЫХ ГРУПП ИЗ КИЕВСКОЙ, ЖИТОМИРСКОЙ И ЧЕРНИГОВСКОЙ ОБЛАСТЕЙ УКРАИНЫ НА ОСНОВЕ ИЗМЕРЕНИЙ СОДЕРЖАНИЯ ЙОДА-131 В ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЕ [5.45]

Категория и возрастная группа	Кол-во измерений	Процент детей с дозой в щитовидной железе в интервале (Гр)					
		£0,2	>0,2–1	>1–5	>5–10	>10	
<i>Неэвакуированные населенные пункты</i>							
Сельские населенные пункты							
1 – 4 лет	9 119	40	43	15	1,7	0,9	
5 – 9 лет	13 460	62	31	6,5	0,44	0,07	
10 – 18 лет	26 904	73	23	3,7	0,16	<0,01	
Населенные пункты городского типа							
1 – 4 года	5 147	58	33	7,5	1,0	0,7	
5 – 9 лет	11 421	82	15	2,6	0,23	0,04	
10 – 18 лет	24 442	91	7,7	1,4	0,12	<0,01	
<i>Эвакуированные населенные пункты</i>							
1 – 4 года	1 475	30	45	22	2,7	1,0	
5 – 9 лет	2 432	55	36	8,4	0,6	0,08	
10 – 18 лет	4 732	73	23	3,6	0,13	0,02	

несколько неделями потребления загрязненного молока и других пищевых продуктов. При переносе радионуклидов по пищевым цепям короткоживущие радионуклиды распадаются, и установлено, что вклад короткоживущих радиоактивных изотопов йода составляет порядка 1% от дозы облучения щитовидной железы, вызванной  $^{131}\text{I}$  [5.49, 5.50].

В таблице 5.6 показано распределение индивидуальных доз в щитовидной железе у детей и подростков, проживающих в северных районах Украины (т.е. в Киевской, Житомирской и Черниговской областях), которые подверглись наибольшему воздействию излучения после чернобыльской аварии [5.45]. Распределение доз, представленное в таблице 5.6, основано на измерениях щитовидной железы у более 100 000 человек. Диапазон доз в щитовидной железе во всех группах велик и колеблется от менее 0,02 Гр до более 10 Гр. В последнюю группу входит около 1% детей самого младшего возраста, менее 0,1% детей в возрасте от пяти до девяти лет и менее 0,01% подростков. Дозы взрослых примерно в полтора раза ниже, чем у подростков (см. рис. 5.13). Во всех возрастных группах, представленных в таблице 5.6, и в особенности в самых младших, дозы были достаточно высоки для того, чтобы вызвать как кратковременные функциональ-

ные изменения щитовидной железы, так и рак щитовидной железы у некоторых лиц [5.1, 5.3, 5.42].

Имеются подобные данные по Беларуси и Российской Федерации [5.35, 5.47]. Гораздо более детальное изложение расчетов доз в щитовидной железе приводится в разделе доклада Чернобыльского форума по медицинским последствиям аварии, посвященного вопросам дозиметрии [5.3].

В целом можно сказать, что были разработаны и опубликованы адекватные методики для реконструкции дозы в щитовидной железе людей, которые весной 1986 года проживали на загрязненных территориях Беларуси, Российской Федерации и Украины. Полученные при помощи этих методик оценки индивидуальных и коллективных доз широко используются исследователями и национальными органами здравоохранения как для прогнозирования заболеваний щитовидной железы, так и в радиоэпидемиологических исследованиях.

#### 5.3.4.2. Долговременные дозы внутреннего облучения от наземных путей распространения

Жители территорий, загрязненных радионуклидами в 1986 году, продолжают испытывать внут-

ТАБЛИЦА 5.7. РЕКОНСТРУКЦИЯ И ПРОГНОЗ СРЕДНЕЙ ЭФФЕКТИВНОЙ ДОЗЫ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ВЗРОСЛОГО СЕЛЬСКОГО НАСЕЛЕНИЯ В ПРОМЕЖУТОЧНОЙ (РАССТОЯНИЕ ОТ 100 ДО 1000 КМ) ЗОНЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Тип почвы	$E/\sigma_{137}$ (мкЗв · кБк <sup>-1</sup> · м <sup>-2</sup> по <sup>137</sup> Cs) <sup>a</sup>				
	1986	1987–1995	1996–2005	2006–2056	1986–2056
Российская Федерация [5.9]	Дерновая подзолисто-песчаная	90 10	60 5	12 1	16 1
Украина [5.10, 5.15]	Чернозем	19	167	32	31
	Торфяная болотистая	19	28	5	5
	Песчаная	19	17	3	3
	Глинистая	19	6	1	1
					27

<sup>a</sup>  $\sigma_{137}$  дано по состоянию на 1986 год

реннее облучение из-за потребления местных продуктов с содержанием <sup>137</sup>Cs и, в меньшей степени, <sup>90</sup>Sr. Как показывают выполненные на основе моделей оценки и прямые измерения на людях [5.39], вдыхание радиоизотопов plutония и <sup>241</sup>Am в данном контексте не вносит существенного вклада в дозу у людей.

Для реконструкции имевших место ранее, оценки существующих и прогнозирования будущих средних эффективных доз внутреннего облучения были разработаны общие дозиметрические параметры. В таблице 5.7 приведены примеры по сельскому взрослому населению, проживающему в сельском населенном пункте, расположенном в промежуточной зоне (расстояние от Чернобыля от 100 до 1000 км) радиоактивного загрязнения. Приведенная информация основана на экспериментальных данных и моделях, разработанных в Российской Федерации и Украине [5.9, 5.10, 5.15]. Величины для каждого указанного периода времени указаны отдельно для каждого типа почв как отношение средней дозы внутреннего облучения ( $E$ ) к средней величине поверхностной активности <sup>137</sup>Cs на почве в населенном пункте на 1986 год  $\sigma_{137}$  (мкЗв · кБк<sup>-1</sup> · м<sup>-2</sup>).

В серии экспериментальных измерений всего тела и соответствующих расчетах годовой дозы внутреннего облучения было обнаружено, что дозы долговременного облучения детей, вызванные приемом пищи, содержащей радиоизотопы цезия, как правило, в 1,1–1,5 раз меньше, чем дозы у взрослых и подростков (см., например, [5.51, 5.52]).

Средние дозы внутреннего облучения жителей сельских населенных пунктов сильно зависят от свойств почв. Для целей оценки почвы подразделены на три основных типа: а) черноземы;

б) подзолистые почвы (включая как подзолисто-песчаные, так и подзолисто-суглинистые почвы; с) торфяные болотные почвы. В силу особенностей поведения <sup>137</sup>Cs в окружающей среде, доза внутреннего облучения в зонах с торфяными почвами превышает дозу внешнего облучения. Вклады в общую величину облучения от внутреннего и внешнего излучения сравнимы на легких песчаных почвах, а вклад внутреннего облучения в общую дозу облучения не превышает 10% там, где доминирующим типом почвы является чернозем. В соответствии с многочисленными исследованиями, вклад <sup>90</sup>Sr в дозу внутреннего облучения вне зависимости от природных условий, как правило, не превышает 5%.

Параметры, полученные из независимых российских и украинских баз данных для некоторых временных периодов и для некоторых типов почв, сильно отличаются друг от друга (см. таблицу 5.7). Некоторые из этих различий могут объясняться различными метеорологическими условиями (в Украине выпадение радионуклидов происходило в основном в сухую погоду, а в Российской Федерации - в дождливую погоду), которые имели место в различных областях подвергшейся воздействию чернобыльской аварии зоны, а также различными особенностями питания.

Умножение параметров, приведенных в таблице 5.7, на среднюю поверхностную активность <sup>137</sup>Cs на почве (по состоянию на 1986 год) дает оценку эффективной дозы внутреннего облучения, вызванного излучением <sup>137</sup>Cs и <sup>134</sup>Cs (для Российской Федерации также излучением <sup>90</sup>Sr и <sup>89</sup>Sr), но не радионуклидов йода. Оценки доз излучения даются при том допущении, что меры защиты против внутреннего облучения не применялись. В более широ-

ТАБЛИЦА 5.8. ПРОШЛЫЕ (1986-2000 ГОДЫ) И БУДУЩИЕ (2001-2056 ГОДЫ) СРЕДНИЕ ЭФФЕКТИВНЫЕ ДОЗЫ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ (мЗв) ВЗРОСЛОЙ ЧАСТИ НАСЕЛЕНИЯ В ЗОНАХ С УРОВНЕМ ВЫПАДЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 НА ПОЧВУ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ БОЛЕЕ 0,04 МБк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>) [5.53]

Население	Содержание Цезия-137 в почве (МБк/м <sup>2</sup> )	Тип почвы/период времени					
		Черноземы		Подзолистые		Торфяные	
		1986–2000	2001–2056	1986–2000	2001–2056	1986–2000	2001–2056
Сельское	0,04–0,6	1–10	0,1–1	3–30	0,5–7	8–100	2–30
	0,6–4	—	—	30–100	7–50	—	—
Городское	0,04–0,6	1–8	0,1–0,6	2–20	0,3–5	6–80	1–20

ком смысле, наиболее важными факторами, контролирующими дозу внутреннего облучения сельского населения, являются тип почв и уровень выпадений <sup>137</sup>Cs.

В поселках городского типа и в городах доза внутреннего облучения частично определяется радиоактивным загрязнением пищевых продуктов, производимых на прилегающих территориях. Однако ввоз пищевых продуктов из незагрязненных территорий значительно сократил поступление радионуклидов, и дозы внутреннего облучения, полученные городским населением, как правило, в два-три раза ниже, чем в сельских населенных пунктах при равном уровне радиоактивного загрязнения.

По внутреннему облучению доза, полученная критическими группами, отличается от средних величин по населенному пункту примерно в три раза. Группа, наиболее подверженная внутреннему облучению <sup>137</sup>Cs, - это взрослые, потребляющие как сельскохозяйственные продукты животного происхождения (т.е. молоко, молочные продукты и т.п.), так и продукты естественного происхождения (т.е.

грибы, озерную рыбу, ягоды) в количествах, превышающих среднюю норму потребления.

В настоящее время жители территорий с низким уровнем загрязнения (менее 0,04 МБк/м<sup>2</sup> по <sup>137</sup>Cs) получают до 0,004 мЗв в год от потребления местных пищевых продуктов в черноземной зоне, до 0,04 мЗв в год в зоне песчаных почв и около 0,1 мЗв в год в деревнях, расположенных на торфяных почвах. За период с 2002 по 2056 годы они получат дополнительно дозу внутреннего облучения менее 0,1 мЗв в черноземной зоне, до 0,7 мЗв в зоне песчаных почв и около 1-2 мЗв в год в деревнях, расположенных на торфяных почвах.

Для того чтобы не представлять данные дозиметрии по каждому участку, были определены средние эффективные дозы у взрослой части населения в сельских и городских населенных пунктах в зависимости от уровня выпадения <sup>137</sup>Cs и преобладающего типа почвы; эти данные приведены в таблицах 5.8 и 5.9. Величина выпадений <sup>137</sup>Cs в 1986 году подразделена на два диапазона: 0,04–0,6 МБк/м<sup>2</sup> (1–15 Ки/км<sup>2</sup>) и 0,6–4 МБк/м<sup>2</sup> (15–100 Ки/км<sup>2</sup>). Уро-

ТАБЛИЦА 5.9. СРЕДНИЕ ГОДОВЫЕ (2001 ГОД) ЭФФЕКТИВНЫЕ ДОЗЫ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ (мЗв) ВЗРОСЛОЙ ЧАСТИ НАСЕЛЕНИЯ В ЗОНАХ С УРОВНЯМИ ВЫПАДЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 НА ПОЧВУ В 1986 ГОДУ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ БОЛЕЕ 0,04 МБк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>) [5.53]

Население	Содержание Цезия-137 в почве (МБк/м <sup>2</sup> )	Тип почвы		
		Черноземы	Подзолистые	Торфяные
Сельское	0,04–0,6	0,004–0,06	0,03–0,4	0,1–2
	0,6–4	—	0,4–2	—
Городское	0,04–0,6	0,003–0,04	0,02–0,2	0,1–1

вень 0,04 МБк/м<sup>2</sup> принят в качестве условной границы между "незагрязненными" и "загрязненными" территориями. На территориях с загрязнением по <sup>137</sup>Cs более 0,6 МБк/м<sup>2</sup> было обязательным введение активных контрмер (т.е. ограничений в отношении сельскохозяйственного производства, меры по дезактивации населенных пунктов, рекомендации по ограничению потребления местных природных продуктов (лесных грибов и ягод, озерной рыбы и т.п.)).

Дозиметрические модели предсказывают, что к 2001 году жители уже получили не менее 75% от своей пожизненной дозы внутреннего облучения из-за воздействия <sup>137</sup>Cs, <sup>134</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr и <sup>89</sup>Sr (см. таблицу 5.8). В последующие годы (2001-2056) они получат оставшиеся 25% (т.е. менее 1 мЗв в черноземной зоне, до 7 мЗв в зоне подзолистых почв и до 30 мЗв на торфянистых почвах). В зоне более загрязненных подзолистых почв все еще можно ожидать величину дозы до 50 мЗв.

Как видно из таблицы 5.9, более высокие дозы внутреннего облучения в некоторых населенных пунктах превышают установленную на национальном уровне пороговую величину в 1 мЗв/год. Для некоторых групп населения, проживающих на загрязненных территориях, дикорастущие грибы и ягоды, лесная дичь и рыба могут вносить значительный вклад в дозу излучения [5.9, 5.15, 5.30]. Исследования поглощения <sup>137</sup>Cs сельским населением в Брянской области Российской Федерации указывают на то, что в 1987 году на природные пищевые продукты приходилось около 20% от общего поступления радионуклидов в организм, а в 1994-1999 годах - до 80% [5.29]. Относительный вклад природных пищевых продуктов в дозу внутреннего облучения постепенно вырос из-за значительного уменьшения содержания радионуклидов в продуктах растительного и животного происхождения, произведенных в сельском хозяйстве, а также из-за значительно более медленного уменьшения содержания радионуклидов в природных продуктах. В последний период самый высокий вклад в поглощение <sup>137</sup>Cs (и, следовательно, в дозу внутреннего облучения) вносят лесные грибы, затем - по мере убывания вклада - лесные ягоды, дичь и озерная рыба.

Подобные тенденции были обнаружены у жителей села Кожаны (Брянская область), которое расположено на берегу озера с высокой степенью загрязнения, где вклад природных пищевых продуктов в поступление <sup>137</sup>Cs в среднем составлял 50-80% [5.30]. Мужчины более охотно потребляли природные пищевые продукты, чем женщины, и наблюдалась позитивная корреляция между потреблением

грибов и рыбы, указывающая на то, что многим жителям нравятся "дары природы". Было установлено, что средняя годовая доза внутреннего облучения составила в 1996 году для мужчин - 1,2 мЗв, для женщин - 0,7 мЗв.

#### 5.3.4.3. Долговременные дозы от водных путей распространения радионуклидов

Облучение человека через водные пути распространения радионуклидов происходит в результате потребления питьевой воды, рыбы и сельскохозяйственной продукции, ирригация которой при выращивании производилась из загрязненных водоемов. Использование водоемов в качестве источника питьевой воды для скота и полива сельскохозяйственных угодий также может привести к облучению человека через наземные пути распространения радионуклидов.

В средней и нижней части бассейна реки Днепр, которые не были подвергнуты прямому загрязнению радионуклидами в 1986 году, значительная доля (10-20%) облучения, вызванного чернобыльской аварией, происходит через водные пути распространения [5.53]. Хотя и было установлено, что эти дозы фактически очень малы, это привело к неадекватному восприятию местным населением рисков, связанных с использованием воды из загрязненных водных систем. Это создало (неожиданную) напряженность у населения в отношении безопасности системы водоснабжения. В зонах, расположенных недалеко от Чернобыля, радиационное облучение через водные пути значительно выше, но опять-таки является незначительным по сравнению с облучением через наземные пути распространения.

Следует рассматривать три пути облучения через водные системы [5.53]:

- потребление питьевой воды из рек, озер, водохранилищ и колодцев на загрязненных территориях. Наиболее значительные дозы облучения были получены в результате потребления воды из бассейна реки Днепр и в особенности из Днепровской системы водохранилищ. Днепровский каскад является источником питьевой воды для более восьми миллионов человек. Основные потребители питьевой воды из Днепра проживают в Днепропетровской и Донецкой областях. В г. Киев воду из Днепра и Десны потребляют около 750 000 человек. Остальная часть населения

- потребляет воду в основном из подземных источников;
- б) потребление рыбы. Днепровские водохранилища интенсивно используются для коммерческой рыбной ловли. Годовой улов составляет более 25 000 тонн. В течение первого десятилетия после аварии не произошло существенного сокращения рыболовства на этих водохранилищах. Однако в течение первых двух-трех лет были введены ограничения на потребление рыбы, выловленной в Киевском водохранилище. На некоторых малых озерах как в бывшем СССР, так и в некоторых районах Западной Европы был запрещен вылов рыбы в течение первых нескольких месяцев и даже лет после аварии;
- с) потребление сельскохозяйственной продукции, выращенной на землях, орошаемых водой из Днепровских водохранилищ. В бассейне Днепра имеется более  $1,8 \times 10^6$  га поливных сельскохозяйственных угодий. Почти 72% этих угодий орошается водами Каховского водохранилища, входящего в Днепровскую систему водохранилищ. Накопление радионуклидов в выращиваемых на поливных землях растениях может происходить из-за поглощения корнями радионуклидов, поступающих с оросительной водой, и из-за прямого инкорпорирования радионуклидов через листья при орошении разбрызгиванием. Однако недавние исследования показали, что в случае поливных земель в южной Украине, оросительная вода не стала причиной какого-либо дополнительного увеличения содержания радиоактивных материалов в собираемом урожае по сравнению с теми радиоактивными материалами, которые выпали с атмосферными осадками и затем были поглощены растениями из почвы.

Как правило, вклад водных путей распространения в поступление  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в организм жителей с пищевыми продуктами весьма мал, даже на территориях, которые серьезно пострадали от выпадения радиоактивных осадков в результате чернобыльской аварии. Однако для относительно большой группы сельского населения, которая употребляет в пищу местную речную и озерную рыбу, дозы могут быть значительными. Помимо этого, коллективные дозы больших групп городского и сельского населения, потребляющих воду из системы Припять -Днепр -водохранилища, были относительно высокими. Вследствие большого выпадения

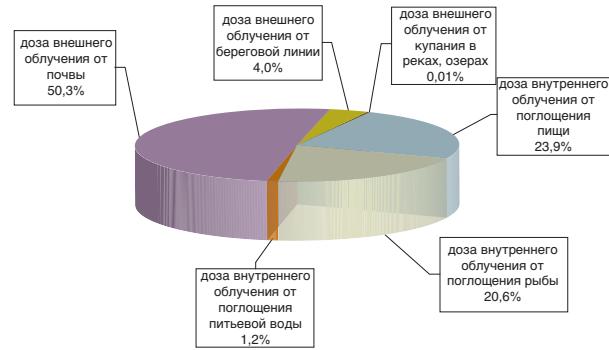


Рис. 5.14. Вклад различных путей облучения в эффективную дозу у критической группы населения деревни Светиловичи Гомельской области Беларусь [5.53, 5.54].

радионуклидов в бассейнах рек Припять и Днепр, эта водная система являлась объектом интенсивного мониторинга, что позволило определить дозы излучения, полученные по водным путям распространения [5.53].

Загрязнение рек могло потенциально привести к значительным дозам излучения в течение первых месяцев после аварии в результате потребления питьевой воды, основную долю загрязнения которой составляли короткоживущие радионуклиды. Наиболее значительная индивидуальная доза излучения была вызвана  $^{131}\text{I}$  и, как было установлено, составляла до 0,5-1 мЗв для жителей Киева в течение первых нескольких недель после чернобыльской аварии [5.53].

Месяц спустя после аварии основными вкладчиками в дозу облучения по водным путям стали  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Дозы излучения, вызванные присутствием этих радионуклидов, в системе Днепр – водохранилища, были определены на основе данных мониторинга и прогноза частоты паводков. Рассматривался наихудший сценарий, предусматривающий ряд высоких паводков в течение первого десятилетия после аварии (1986-1995 г.г.). Прогнозные оценки показали, что годовые индивидуальные дозы облучения через водные пути не будут превышать 1-5 мкЗв. Таким образом, дозы долговременного облучения через питьевую воду были малы по сравнению с дозами на ранней стадии после аварии (в основном, от короткоживущих радионуклидов) [5.53].

Вклад различных путей облучения в дозу показан на рис. 5.14 для деревни Светиловичи Гомельской области Беларусь. В этом случае потребление пресноводной рыбы составляет важную часть пищевого рациона, поэтому для некоторых отдельных лиц полученные этим путем дозы облучения могут оказаться значительными.

#### 5.4. СУММАРНОЕ ОБЛУЧЕНИЕ (ВНЕШНЕЕ И ВНУТРЕННЕЕ)

Обобщенные данные по внешнему и внутреннему (исключая дозу облучения щитовидной железы) облучению населения, которые представлены на рис. 5.4 и 5.9 соответственно, были сведены воедино в таблице 5.10, чтобы дать общую оценку средней суммарной индивидуальной эффективной дозы облучения (внешнего и внутреннего), набранной жителями загрязненных радионуклидами территорий в период с 1986 по 2000 годы, а также спрогнозировать дозы за период с 2001 по 2056 годы. В таблице 5.11 даны оценки годовой суммарной дозы облучения в 2001 году. В обеих таблицах данные приведены для уровня выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на почву по состоянию на 1986 год на населенных в настоящее время территориях Беларуси, Российской Федерации и Украины отдельно для сельского и городского населения и для различных типов почвы без учета принимаемых в настоящее время контрмер. Как интегральная, так и текущая годовая суммарные дозы показаны для взрослого населения, поскольку в долгосрочной перспективе дети получают мень-

шие дозы внутреннего и внешнего облучения от загрязнения окружающей среды  $^{137}\text{Cs}$  (в отличие от доз внутреннего облучения щитовидной железы из-за поступления в организм радиоиода) в связи с иным характером занятости, особенностями питания и обмена веществ.

Как видно из таблицы 5.10, как интегральные, так и прогнозируемые средние дозы различаются у жителей населенных пунктов на более чем два порядка в зависимости от уровня радиоактивного загрязнения территории, типа почвы и типа населенного пункта. Таким образом, диапазон доз в 1986–2000 годах составлял от 2 мЗв в городах, расположенных на местности с черноземными почвами, до 300 мЗв в деревнях, расположенных в районах с подзолистыми песчаными почвами. В соответствии с прогнозом ожидаемые за период с 2001 по 2056 годы дозы будут значительно ниже уже полученных доз (т.е. в диапазоне 1–100 мЗв). В целом, в том случае если контрмеры не применялись, то население некоторых наиболее загрязненных деревень Беларуси и Российской Федерации получит эффективные дозы облучения за всю жизнь до 400 мЗв, не считая дозы на щитовидную железу. Однако интен-

ТАБЛИЦА 5.10. ПРОШЛЫЕ (1986-2000 ГОДЫ) И БУДУЩИЕ (2001-2056 ГОДЫ) СРЕДНИЕ СУММАРНЫЕ ЭФФЕКТИВНЫЕ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ (мЗв) У ВЗРОСЛОЙ ЧАСТИ НАСЕЛЕНИЯ В ЗОНАХ С УРОВНЯМИ ВЫПАДЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 НА ПОЧВУ В 1986 ГОДУ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ БОЛЕЕ 0,04 МБк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>) [5.53]

Население	Цезий-137 в почве (МБк/м <sup>2</sup> )	Тип почвы					
		Черноземы		Подзолистые		Торфяные	
		1986–2000	2001–2056	1986–2000	2001–2056	1986–2000	2001–2056
Сельское	0,04–0,6	3–40	1–14	5–60	1–20	10–150	3–40
	0,6–4	—	—	60–300	20–100	—	—
Городское	0,04–0,6	2–30	1–9	4–40	1–13	8–100	2–20

ТАБЛИЦА 5.11. СРЕДНИЕ ГОДОВЫЕ (2001 ГОД) СУММАРНЫЕ ЭФФЕКТИВНЫЕ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ (мЗв) У ВЗРОСЛОЙ ЧАСТИ НАСЕЛЕНИЯ В ЗОНАХ С УРОВНЯМИ ВЫПАДЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 НА ПОЧВУ В 1986 ГОДУ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ БОЛЕЕ 0,04 МБк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>) [5.53]

Население	Содержание Цезия-137 в почве (МБк/м <sup>2</sup> )	Тип почвы		
		Черноземы	Подзолистые	Торфяные
Сельское	0,04–0,6	0,05–0,8	0,1–1	0,2–2
	0,6–4	—	1–5	—
Городское	0,04–0,6	0,03–0,4	0,05–0,6	0,1–1

сивное применение контрмер, таких как дезактивация населенных пунктов и изменение методов ведения сельского хозяйства, привели к сокращению доз облучения приблизительно в два раза. Для сравнения можно отметить, что средняя мировая величина дозы излучения за всю жизнь, обусловленная естественным радиационным фоном, составляет около 170 мЗв, причем в различных регионах эта величина колеблется в пределах 70-700 мЗв.

На основе местных демографических данных [5.51], карт выпадения  $^{137}\text{Cs}$  (см. раздел 3.1) и нынешнего уровня применения контрмер (см. раздел 4) можно прийти к заключению о том, что подавляющее большинство пятимиллионного населения, проживающего в настоящее время, т.е. в самом начале третьего тысячелетия, на загрязненных территориях Беларуси, Российской Федерации и Украины (см. таблицу 3.2), получают годовую эффективную дозу облучения менее 1 мЗв (т.е. ниже национальных уровней действия, установленных в этих трех странах). Для сравнения следует упомянуть, что средняя мировая величина годовой дозы излучения, обусловленная естественным радиоактивным фоном, составляет около 2,4 мЗв, причем для различных регионов эта величина колеблется в пределах 1-10 мЗв [5.1].

По оценкам на загрязненных территориях в трех наиболее пострадавших странах проживает около 100 000 человек, которые в настоящее время получают ежегодно дозу более 1 мЗв. Поскольку в будущем процессы сокращения мощности дозы внешнего облучения и уменьшения концентрации радионуклидов (в основном  $^{137}\text{Cs}$ ) в пищевых продуктах будут идти весьма медленно (см. разделы 5.2 и 3.3-3.5), то ожидается, что сокращение уровней облучения человека также будет идти медленно (т.е. около 3-5% в год при осуществляемых в настоящее время контрмерах).

## 5.5. КОЛЛЕКТИВНЫЕ ДОЗЫ

### 5.5.1. Щитовидная железа

В таблице 5.12 в обобщенном виде представлена информация по коллективным дозам облучения щитовидной железы в трех наиболее пострадавших странах, которая получена на основе методик реконструкции дозы в щитовидной железе, описанных в разделе 5.3.4.1. Суммарная коллективная доза составляет  $1,6 \times 10^6$  Чел.-Гр, причем почти половина указанной дозы получена группой людей, подвергшихся облучению в Украине. Настоящая оценка кол-

лективной дозы облучения щитовидной железы не отличается от оценки, приведенной в [5.1].

### 5.5.2. Суммарная доза облучения (внешнего и внутреннего) от наземных путей распространения радионуклидов

В таблице 5.13 приведены оцененные коллективные дозы облучения, полученные в 1986-2005 годы через наземные пути распространения радионуклидов и потребление загрязненных пищевых продуктов для трех наиболее пострадавших стран. В соответствии с данными НКДАР ООН [5.1], приложение J, таблица 34, общая коллективная доза по оценкам составила 43 000 чел.-Зв в 1986-1995 годах, включая 24 000 чел.-Зв за счет внешнего облучения и 19 000 чел.-Зв за счет внутреннего облучения. В соответствии с представленной выше моделью динамики облучения [5.7] оцененная коллективная эффективная доза внешнего облучения за 1986-2005 годы примерно в 1,2 раза выше, а коллективная эффективная доза внутреннего облучения выше в 1,1-1,5 раз (в зависимости от свойств почв и примененных контрмер), чем полученные за 1986-1995 годы. В целом коллективная доза увеличилась на 9000 чел.-Зв, или на 21%, за время второго десятилетия после аварии по сравнению с первым десятилетием, и достигает величины 52 000 чел.-Зв. Эти цифры хорошо согласуются с прогностическими оценками, сделанными НКДАР ООН в 1988 году [5.2].

Последние оценки коллективной дозы, основывающиеся на измерениях как людей, так и окружающей среды, неявным образом принимают в расчет значительную, но неопределенную часть коллективной дозы, которую удается избежать путем

ТАБЛИЦА 5.12. КОЛЛЕКТИВНЫЕ ДОЗЫ В ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЕ В ТРЕХ СТРАНАХ, НАИБОЛЕЕ ЗАГРЯЗНЕННЫХ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ [5.1].

	Коллективная доза в щитовидной железе ( $10^3$ чел.-Гр)
Российская Федерация	300
Беларусь	550
Украина	740
Всего	1600

ТАБЛИЦА 5.13. ОЦЕНЕННЫЕ КОЛЛЕКТИВНЫЕ ЭФФЕКТИВНЫЕ ДОЗЫ В 1986-2005 ГОДАХ У НАСЕЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ БЕЛАРУСИ, РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ И УКРАИНЫ (ВЫПАДЕНИЕ ЦЕЗИЯ-137 НА ПОЧВУ В 1986 ГОДУ БОЛЕЕ 37 КБк/м<sup>2</sup>)<sup>a</sup>

Население (млн.чел.)	Коллективная доза (10 <sup>3</sup> Чел.-Зв)		
	Внешнее облучение	Внутреннее облучение	Суммарная доза
Беларусь	1,9	11,9	6,8
Российская Федерация	2,0	10,5	6,0
Украина	1,3	7,6	9,2
Итого	5,2	30	22
			52

<sup>a</sup> За исключением дозы в щитовидной железе. (Модифицированные данные из работы [5.1], приложение J, таблица 34, с использованием дозиметрических моделей, представленных в данном докладе).

введения в действие таких контрмер, как эвакуация, переселение, запрет на потребление пищевых продуктов и более долговременные меры по реабилитации окружающей среды.

### 5.5.3. Доза внутреннего облучения от водных путей распространения радионуклидов

Наиболее важная водная система - бассейн реки Днепр - занимает большую территорию, на которой проживает 32 миллиона человек, использующих воду для питья, ловли рыбы и полива

сельхозугодий. Были произведены оценки коллективной дозы излучения, которую получат люди через эти три пути распространения за период 70 лет после аварии (т.е. с 1986 по 2056 годы) [5.55, 5.56]. С использованием компьютерной модели был проанализирован долгосрочный гидрологический сценарий [5.57]. Для учета естественной неоднородности речного стока были использованы исторические данные. Для оценки коллективных доз излучения по этим трем путям были произведены оценочные исследования [5.58]. В таблице 5.14 представлены результаты этих расчетов.

ТАБЛИЦА 5.14. ОЖИДАЕМАЯ КОЛЛЕКТИВНАЯ ДОЗА ИЗЛУЧЕНИЯ (ОКД<sub>70</sub>) ЗА СЧЕТ МИГРАЦИИ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 ИЗ РЕКИ ПРИПЬЯТЫ В РЕКУ ДНЕПР И ВНИЗ ПО ТЕЧЕНИЮ [5.56, 5.58].

Область	Население (млн.чел.)	ОКД <sub>70</sub> от стронция-90 (чел.-Зв)	ОКД <sub>70</sub> от цезия-137 (чел.-Зв)	Отношение ОКД <sub>70</sub> <sup>90</sup> Sr/ОКД <sub>70</sub> <sup>137</sup> Cs
Черниговская	1,4	4	2	2
Киевская	4,5	290	190	1,5
Черкасская	1,5	115	50	2,3
Кировоградская	1,2	140	40	3,5
Днепропетровская	1,7	130	60	2,2
Запорожская	3,8	610	75	8
Николаевская	2	320	35	9
Харьковская	1,3	150	20	8
Луганская	3,2	60	4	15
Донецкая	2,9	15	1	15
Херсонская	5,3	330	20	17
Крымская	1,2	100	20	5
Днепропетровская	2,5	175	5	35
Всего	32,5	2500	500	5

Оценки доз для системы реки Днепр показывают, что если бы не предпринималось действий по ограничению радиоактивных стоков в реку, то коллективная ожидаемая доза у населения Украины (в основном из-за радиоактивных изотопов цезия и стронция) могла бы составить 3 000 чел.-Зв. Защитные меры (см. раздел 4), осуществленные в 1992-1993 годах на левобережной пойме реки Припять, сократили коллективную дозу на величину около 700 чел.-Зв. Другие защитные меры на правом берегу в ЧЗО (в 1999-2001 годах) еще более уменьшат коллективные дозы на величину 200-300 чел.-Зв [5.59].

## 5.6. ВЫВОДЫ И РЕКОМЕНДАЦИИ

### 5.6.1. Выводы

- a) За период 1986-1995 годов коллективная эффективная доза (не включая дозы облучения щитовидной железы), полученная примерно пятью миллионами человек, проживающими на территориях Беларуси, Российской Федерации и Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие чернобыльской аварии (выпадение  $^{137}\text{Cs}$  на почву  $> 37 \text{ кБк}/\text{м}^2$ ) составило около 40 000 чел.-Зв. Группы подвергшихся облучению людей во всех странах получили приблизительно равные коллективные дозы. Прогнозируемая дополнительная величина коллективной эффективной дозы за период 1996-2006 годов составит около 9 000 чел.-Зв.
- b) Коллективная доза облучения щитовидной железы была около  $2 \times 10^6$  чел.-Гр, причем почти половина ее была получена жителями Украины.
- c) Основными путями распространения, приведшими к облучению людей, являлось внешнее облучение от выпавших на поверхность земли радионуклидов, а также потребление загрязненных выросших на земле пищевых продуктов. В целом можно отметить, что такие пути распространения, как потребление питьевой воды, рыбы и продуктов, загрязненных через орошение, были второстепенными.
- d) Диапазон дозы облучения щитовидной железы в различных населенных пунктах и различных поло-возрастных группах велик и составляет от менее 0, 1 Гр до более чем 10 Гр. В некоторых группах и, в особенности, у детей младшего возраста, дозы были достаточно велики для того, чтобы вызывать как кратковремен-

ные функциональные изменения щитовидной железы, так и рак у некоторых из них.

- e) Доза внутреннего облучения щитовидной железы из-за поступления  $^{131}\text{I}$  была обусловлена, в основном, потреблением свежего коровьего молока и в меньшей степени свежих овощей и зелени; дети в среднем получили гораздо более высокую дозу из-за малой массы щитовидной железы, чем взрослые, причем потребление свежего коровьего молока детьми было почти аналогично потреблению взрослым населением.
- f) У групп населения, постоянно проживающих на загрязненных территориях и облученных в основном пищевым путем, вклад короткоживущих изотопов йода (т.е.  $^{132}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$  и  $^{135}\text{I}$ ) в дозу облучения щитовидной железы был второстепенным (т.е. около 1% от дозы  $^{131}\text{I}$  на щитовидную железу), поскольку короткоживущие радиоизотопы йода подвергались распаду во время их прохождения по пищевой цепочке. Самый высокий относительный вклад (20-50%) в дозу облучения щитовидной железы у населения от короткоживущих изотопов был получен жителями г. Припять ингаляционным путем; этих жителей эвакуировали прежде, чем они могли начать потребление загрязненной пищи.
- g) Данные, полученные как в результате измерений, так и с помощью моделирования, показывают, что у городского населения дозы внешнего облучения были в 1,5-2 раза меньше, чем у сельского населения, проживающего на территориях со сходными уровнями радиоактивного загрязнения. Это вызвано как лучшими экранирующими свойствами городских зданий, так и различиями в роде занятий. Кроме того, поскольку городское население в меньшей степени зависит от сельскохозяйственной продукции местного производства и продуктов лесного происхождения, чем сельское население, то и эффективная доза внутреннего облучения, и доза облучения щитовидной железы, которые вызываются в основном потреблением пищевых продуктов, были в два-три раза ниже у городского населения, чем у сельского.
- h) Первоначально высокая мощность экспозиционной дозы быстро убывала из-за распада короткоживущих радионуклидов и нисходящей миграции радиоизотопов цезия в почву. Последний механизм приводит к уменьшению мощности дозы внешнего облучения за счет

усиления эффекта экранирования. Помимо этого, по мере перемещения цезия вниз по колонке грунта, он фиксируется частицами почвы, благодаря чему доступность цезия для растений уменьшается и, следовательно, уменьшается степень его перехода в пищевые цепочки человека.

- i) Накопление почти всей обусловленной аварийной дозы уже произошло.
- j) Люди, которые получили эффективные дозы (за исключением дозы облучения щитовидной железы) больше средних доз в два-три раза, это те, кто проживали в сельской местности в одноэтажных домах и которые потребляли в больших количествах такие продукты лесного происхождения, как мясо дичи, дикорастущие грибы и ягоды.
- k) Дозы долговременного внутреннего облучения жителей населенных пунктов сельского типа сильно зависят от свойств почвы. Вклады внутреннего и внешнего облучения сравнимы на территориях с легкими песчаными почвами, а вклад внутреннего облучения в суммарную дозу (внешнего и внутреннего) облучения не превышает 10% на территориях, где преобладают черноземы. Вклад  $^{90}\text{Sr}$  в дозу внутреннего облучения вне зависимости от природных условий, как правило, не превышает 5%.
- l) Долговременные дозы внутреннего облучения детей, вызванные потреблением пищевых продуктов, содержащих радионуклиды цезия, как правило, ниже в 1,1-1,5 раза, чем у взрослых и подростков.
- m) Как накопленная, так и прогнозируемая средние дозы у жителей населенных пунктов могут различаться на два порядка величины в зависимости от уровня радиоактивного загрязнения территории, преобладающего типа почвы и типа населенного пункта. В период 1986-2000 годов накопленная доза находилась в диапазоне от 2 мЗв в населенных пунктах городского типа в черноземной зоне до 300 мЗв в деревнях, расположенных в зоне песчано-подзолистых почв. Дозы излучения, прогнозируемые на 2001-2056 годы, значительно ниже уже полученных доз (т.е. в диапазоне 1-100 мЗв).
- n) В том случае, если контрмеры не применялись, то население некоторых наиболее загрязненных деревень могло получить за всю жизнь (70-летнюю) эффективную дозу излучения до 400 мЗв. Интенсивное применение контрмер, таких как дезактивация населенных пунктов и

сельскохозяйственные контрмеры, привели к значительному уменьшению доз. Для сравнения можно указать, что среднемировая доза излучения за всю жизнь, вызванная естественным радиационным фоном, составляет 170 мЗв, причем в различных регионах мира эта величина колеблется от 70 до 700 мЗв.

- o) Подавляющее большинство приблизительно пятимиллионного населения, проживающего на загрязненных территориях Беларуси, Российской Федерации и Украины, в настоящее время получает годовую эффективную дозу менее 1 мЗв (национальный уровень действия в этих трех странах). Для сравнения можно отметить, что среднемировая доза излучения, обусловленная естественным радиационным фоном, составляет 2,4 мЗв, причем в различных регионах мира эта доза колеблется от 1 до 10 мЗв.
- p) По оценкам на загрязненных территориях в трех наиболее пострадавших странах проживает около 100 000 человек. Поскольку, как показывает прогноз, убывание в будущем как мощности дозы внешнего облучения, так и концентрации радионуклидов в пищевых продуктах (в основном,  $^{137}\text{Cs}$ ) будет весьма медленным, то и ожидаемое снижение уровней облучения людей также будет идти медленно (около 3-5% в год при осуществляемых в настоящее время контрмерах).
- q) Основываясь на имеющейся информации, можно сделать вывод, что дозы, обусловленные горячими частицами, невелики.
- r) Оценки, сделанные Чернобыльским форумом, согласуются с оценками НКДАР ООН [5.1] в части доз облучения, полученных жителями трех наиболее пострадавших стран: Беларуси, Российской Федерации и Украины.

### 5.6.2. Рекомендации

- a) Крупномасштабный мониторинг пищевых продуктов, индивидуальные измерения радиоактивности всего тела и выдача термолюминесцентных дозиметров населению более не являются необходимыми. Известны критические группы, проживающие в зонах с высокой степенью загрязнения радионуклидами и/или высокой степенью перехода радиоцезия в пищевые продукты. Репрезентативные представители этих групп должны подвергаться дозиметрическому мониторингу для определения дозы внешнего облучения и измерению

- счетчиком радиоактивности всего тела для определения дозы внутреннего облучения.
- b) Можно отобрать индикаторных лиц, проживающих на территориях с высоким уровнем радиоактивного загрязнения, где не планируются дальнейшие мероприятия по реабилитации окружающей среды, для продолжения программы периодических измерений радиоактивности всего тела и мониторинга дозы внешнего облучения. Целью этих действий будет отслеживание ожидаемого продолжения снижения доз внешнего и внутреннего облучения и определение того, является ли это снижение следствием только радиоактивного распада или следствием продолжающегося экологического очищения.

### ПЕРЕЧЕНЬ ЛИТЕРАТУРЫ, ИСПОЛЬЗОВАННОЙ В РАЗДЕЛЕ 5

- [5.1] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UN, New York (2000).
- [5.2] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (1988 Report to the General Assembly, with Annexes), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UN, New York (1988).
- [5.3] WORLD HEALTH ORGANIZATION, Health Effects of the Chernobyl Accident and Special Health Care Programmes, Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Health" (EGH), WHO, Geneva (2005).
- [5.4] IZRAEL, YU. (Ed.), Atlas of Radioactive Contamination of European Russia, Belarus and Ukraine, Federal Service for Geodesy and Cartography of Russia, Moscow, 143 p (1998).
- [5.5] DE CORT, M., DUBOIS, G., FRIDMAN, SH.D., GERMENCHUK, M.G., IZRAEL, YU.A., JANSENS, A., JONES, A.R., KELLY, G.N., KVASNIKOVA, E.V., MATVEENKO, I.I., NAZAROV, I.M., POKUMEIKO, YU.M., SITAK, V.A., STUKIN, E.D., TABACHNY, L.YA., TSATUROV, YU.S., AVDYUSHIN, S.I., Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl Accident, Rept. EUR 16733, European Commission, Luxembourg (1998).
- [5.6] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOPHYSICS, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60, Annals of the ICRP 21 (1-3), Pergamon Press Oxford (1991).
- [5.7] GOLIKOV, V.YU., BALONOV, M.I., JACOB, P., External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl Accident, Radiat. Environ. Biophys., 41, 185-193 (2002).
- [5.8] LIKHTAREV, I.A., KOVGAN, L.N., JACOB, P., ANSPAUGH, L.R., Chernobyl Accident: Retrospective and prospective estimates of external dose of the population of Ukraine, Health Physics, 82, 290-303 (2002).
- [5.9] BALONOV, M., JACOB, P., LIKHTAREV, I., MINENKO, V., "Pathways, levels and trends of population exposure after the Chernobyl Accident," In: The radiological consequences of the Chernobyl Accident. Ed. by A. Karaoglu, G. Desmet, G.N. Kelly and H.G. Menzel. Rept. EUR 16544 EN, European Commission, Luxembourg, pp. 235-249 (1996).
- [5.10] LIKHTAREV, I.A., KOVGAN, L.N., VAVILOV, S.E., PEREVOZNIKOV, O.N., LITVINETS, L.N., ANSPAUGH, L.R., JACOB, P., PRÖHL, G., Internal exposure from the ingestion of foods contaminated by <sup>137</sup>Cs after the Chernobyl Accident — Report 2. Ingestion doses of the rural population of Ukraine up to 12 y after the accident. Health Physics, 79, 341-357 (2000).
- [5.11] MECKBACH, R., JACOB, P., PARETZKE, H., Gamma exposures due to radionuclides deposited in urban environments. Part I: Kerma rates from contaminated urban surfaces. Radiation Protection Dosimetry, 25: 167-169 (1988).
- [5.12] GOLIKOV, V.YU., Personal communication to the Chernobyl Forum (2004).
- [5.13] IZRAEL, YU.A., VAKULOVSKII, S.M., VETROV, V.A., PETROV, V.N., ROVINSKII, F.YA., STUKIN, YE.D., Chernobyl: Radioactive contamination of the environment. Gidrometeoizdat: Leningrad (in Russian) (1990).
- [5.14] MÜCK, K., PRÖHL, G., LIKHTAREV, I., KOVGAN, L., MECKBACH, R., GOLIKOV, V., A consistent radionuclide vector after the Chernobyl Accident. Health Phys. 82, 141-156 (2002).
- [5.15] JACOB, P., LIKHTAREV, I. (Eds.), Pathway analysis and dose distributions. Joint study project No. 5. Final report, Report., EUR 16541, European Communities, Luxembourg (1996).
- [5.16] MILLER, K.M., KUIPER, I.L., HELFER, I.K., Cs-137 fallout depth distributions in forest versus field sites: implication for external dose rates. J. Environ. Radioactivity 12: 23-47 (1990).
- [5.17] MECKBACH, R., JACOB, P., Gamma exposures due to radionuclides deposited in urban environments. Part II: Location factors for different deposition patterns. Radiation Protection Dosimetry, 25: 181-190 (1988).
- [5.18] HEDEMANN-JENSEN, P., Shielding factors for gamma radiation from activity deposited on structures and ground surfaces. Nucl. Techn. 68: 29-39 (1985).
- [5.19] JACOB, P., MECKBACH, R., MILLER, H.M., Reduction of External Exposures from Deposited Chernobyl Radioactivity Due to Run-Off, Weathering, Street-Cleaning and Migration in the Soil. Radiation Protection Dosimetry, 21 (1-3) 51-57 (1987).
- [5.20] KARLBERG, O., Weathering and migration of Chernobyl fallout in Sweden. Radiation Protection Dosimetry, 21: 75-78 (1987).

- [5.21] JACOB, P., MECKBACH, R., External exposure from deposited radionuclides. Proceedings of the seminar on methods and codes for assessing the off-site consequences of nuclear accidents, May 7–11, Athens (1990).
- [5.22] JACOB, P., MECKBACH, R., Measurements after the Chernobyl Accident in relation to an exposure of an urban population. TECDOC-1131, IAEA, Vienna, pp. 34–41 (2000).
- [5.23] JACOB, P., ROSENBAUM, H., PETOUSSI, N., ZANKL, M., Calculation of Organ Doses from Environmental Gamma Rays Using Human Phantoms and Monte Carlo Methods. Part II: Radionuclides Distributed in the Air or Deposited on the Ground. GSF-Bericht 12/90 (1990).
- [5.24] ERKIN, V.G., LEBEDEV, O.V., Thermoluminescent dosimeter measurements of external doses to the population of the Bryansk region after the Chernobyl Accident. In: Balonov MI, Merwin SE (Eds.) The Chernobyl Papers. Vol. 1. Research Enterprises; Publishing Segment, Richland, pp 289–311 (1993).
- [5.25] SKRYABIN, A.M., MASYAKIN, V.B., OSYPENKO, A.N., VLASOVA, N.C., SAVKIN, M.N., GRINEV, M., LEBEDEV, A., ANDROSOVA, A., KONSTANTINOV, Y.O., ERKIN, V.G., KORELINA, N.F., MOSKALEV, O.S., ROBINSON, C.A., PROSSER, S.L., JONES, K.A., MORREY, M., Distribution of doses received in rural areas affected by the Chernobyl Accident. NRPB-R277; Chilton; Didcot; Oxon (1995).
- [5.26] LIKHTAREV, I.A., KOVGAN, L., NOVAK, D., VAVILOV, S., JACOB, P., PARETZKE, H.G., Effective doses due to external irradiation from the Chernobyl Accident for different population groups of Ukraine, *Health Physics*, 70, 87–98 (1996).
- [5.27] CHUMAK, V.V., LIKHTAREV, I.A., PAVLENKO, J.V., Monitoring of individual doses of populations residing in the territories contaminated after the Chernobyl Accident, *Radiat. Prot. Dosim.* 85, 137–139 (1999).
- [5.28] GOLIKOV, V., BALONOV, M., ERKIN, V., JACOB, P., Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl Accident. *Health Physics*, v. 77, Nr. 6, pp. 654–661 (1999).
- [5.29] BRUK, G.YA., SHUTOV, V.N., TRAVNIKOVA, I.G., BALONOV, M.I., KADUKA, M.V., BASALAEVA, L.N., The role of the forest products in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl Accident. In: I. Linkov and W.R. Shell (eds.), Contaminated Forests, Nato Science Series, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 1999, v. 58, pp. 343–352 (1999).
- [5.30] TRAVNIKOVA, I.G., BAZJUKIN, A.N., BRUK, G.JA., SHUTOV, V.N., BALONOV, M.I., SKUTERUD, L., MEHLI, H., STRAND, P., Lake fish as the main contributor of internal dose to lakeshore residents in the Chernobyl contaminated area. *Journal of Environmental Radioactivity*, 77, Nr.1, pp. 63–75 (2004).
- [5.31] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, ICRP Publication 66, Pergamon, Oxford (1994).
- [5.32] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, The ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public, ICRP CD-ROM System, Version 2.01, Pergamon, Oxford (2001).
- [5.33] LIKHTAREV, I.A., SHANDALA, N.K., GULKO, G.M., KAIRO, I.A., CHEPURNY, N.I., Ukrainian thyroid doses after the Chernobyl Accident, *Health Physics*, 64, 594–599 (1993).
- [5.34] ZVONOVA, I.A., BALONOV, M.I., Radioiodine dosimetry and prediction of consequences of thyroid exposure of the Russian population following the Chernobyl Accident, In: The Chernobyl Papers (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds.) Research Enterprises, Richland pp. 71–125 (1993).
- [5.35] GAVRILIN, YU.I., KHROUCH, V.T., SHINKAREV, S.M., KRYSENKO, N.A., SKRYABIN, A.M., BOUVILLE, A., ANSPAUGH, L.R., Chernobyl Accident: Reconstruction of thyroid dose for inhabitants of the Republic of Belarus, *Health Phys.*, 76, 105–119 (1999).
- [5.36] BALONOV, M.I., BRUK, G., GOLIKOV, V., ERKIN, V.G., ZVONOVA, I.A., PARKHOMENKO, V.I., SHUTOV, V.N., Long term exposure of the population of the Russian Federation as a consequence of the accident at the Chernobyl power plant. In: Environmental Impact of Radioactive Releases. IAEA, Vienna, pp. 397–411 (1995).
- [5.37] BRUK, G.YA., SHUTOV, V.N., BALONOV, M.I., BASALEYAVA, L.N., KISLOV, M.V., Dynamics of <sup>137</sup>Cs content in agricultural food products produced in regions of Russia contaminated after the Chernobyl Accident. *Radiation Protection Dosimetry*, 76, 169–178 (1998).
- [5.38] FESENKO, S.V., PAKHOMOV, A.YU., PASTERNAK, A.D., GORYAENOV, V.A., FESENKO, G.A., PANOV, A.V., Regularities of changing in <sup>137</sup>Cs activity concentrations in the long term after the accident at the Chernobyl NPP. *Radiation biology. Radioecology*, 44, 1, pp. 35–49 (2004).
- [5.39] IVANOVA, N.P., SHVYDKO, N.S., ERSHOV, E.B., BALONOV, M.I., Population doses in Russia from plutonium fallout following the Chernobyl Accident. *Radiation Protection Dosimetry*, 58, pp. 255–260 (1995).
- [5.40] KUTKOV, V., SKRAYBIN, A., POGODIN, R., AREFIEVA, Z., MURAVYEV, YU., Inhalation of the aerosol of nuclear fuel particles from the Chernobyl nuclear power plant by adult persons from the Gomel region of Belarus. In: Environmental Impact of Radioactive Releases. IAEA, Vienna, pp. 107–115 (1995).
- [5.41] BALONOV, M.I., TRAVNIKOVA, I.G., The role of agricultural and natural ecosystems in the internal dose formation in the inhabitants of a controlled area. In: Transfer of radionuclides in natural and semi-natural

- environments. Ed. by G. Desmet, P. Nassimbeni and M. Belli, Elsevier Applied Science, London and New York, pp. 419–430 (1990).
- [5.42] THOMAS, G., KARAOGLOU, A., WILLIAMS, E.D. (Eds.), Radiation And Thyroid Cancer, World Scientific, Singapore, 524 p (1999).
- [5.43] ZVONOVA, I., BALONOV, M., BRATILOVA, A., VLASOV, A., PITKEVICH, V., VLASOV, O., SHISHKANOV, N., Methodology of Thyroid Dose Reconstruction for Population of Russia after the Chernobyl Accident. In: Harmonization of Radiation, Human Life and the Ecosystem, Proc. of 10<sup>th</sup> International Congress of the IRPA, International Conference Center Hiroshima, Hiroshima, P-11-265 (2000).
- [5.44] KRUK, J.E., PROHL, G., KENIGSBERG, J.A., A radioecological model for thyroid dose reconstruction of the Belarus population following the Chernobyl Accident. *Radiat. Environ. Biophys.* 43:101–110 (2004).
- [5.45] LIKHTAREV, I.A., KOVGAN, L., VAVILOV, S.E., CEPURNY, N.I., BOUVILLE, A., LUCKYANOV, N., JACOB, P., VOILLEQUÉ, P., VOIGT, G., Post-Chernobyl thyroid cancers in Ukraine. Report 1: Estimation of thyroid doses. *Radiation Research*, 163: 125–136 (2005).
- [5.46] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL UNITS AND MEASUREMENTS, Retrospective Assessment of Exposures to Ionising radiation. ICRU Report 68, ed. by P. Jacob, Journal of the ICRU, 2, Nr. 2, pp. 1–136 (2002).
- [5.47] BALONOV, M.I., ZVONOVA, I.A. (Eds.), Mean Thyroid Doses for Inhabitants of Different Age Who Lived in 1986 in Settlements of the Bryansk, Tula, Orel and Kaluga Regions Contaminated by Radionuclides as a Result of the Chernobyl Accident, Radiation and Risk, Special Issue, Obninsk-Moscow, 94 p. (in Russian) (2002).
- [5.48] HEIDENREICH, W., KAIRO, I.A., CEPURNY, N.I., JACOB, P., SPAK, V., GULKO, G.M., PARETZKE, H., Age- and sex- specific relative thyroid radiation exposure to <sup>131</sup>I in Ukraine after the Chernobyl Accident. *Health Physics* 80(3): 242–250 (2001).
- [5.49] BALONOV, M., KAIDANOVSKY, G., ZVONOVA, I., KOVTUN, A., BOUVILLE, A., LUCKYANOV, N., VOILLEQUÉ, P., Contributions of short-lived radioiodines to thyroid doses received by evacuees from the Chernobyl area estimated using early in-vivo activity measurements. *Radiat. Prot. Dosim. Vol.* 105, No. 1-4, 593–600 (2003).
- [5.50] GAVRILIN, Y., KHROUCH, V., SHINKAREV, S., DROZDOVITCH, V., MINENKO, V., SHEMIAKHINA, E., ULANOVSKY, A., BOUVILLE, A., ANSPAUGH, L., VOILLEQUÉ, P., LUCKYANOV, N., Individual thyroid dose estimation for a case-control study of Chernobyl-related thyroid cancer among children of Belarus. Part 1: <sup>131</sup>I, short-lived radioiodines (<sup>132</sup>I, <sup>133</sup>I, <sup>135</sup>I), and short-lived radiotelluriums (<sup>131m</sup>Te and <sup>132</sup>Te). *Health Physics* 86: 565–585 (2004).
- [5.51] INTERNATIONAL ADVISORY COMMITTEE, The International Chernobyl Project, Technical Report, IAEA, Vienna (1991).
- [5.52] SHUTOV, V.N., BRUK, G.YA., BALONOV, M.I., PARHOMENKO, V.I., PAVLOV, I.JU., Caesium and strontium radionuclide migration in the agricultural ecosystem and estimation doses to the population. In: The Chernobyl Papers, Vol.1. Doses to the Soviet Population and Early Health Effects Studies. Ed. by S.E. Merwin and M.I. Balonov, Richland, Research Enterprises, pp. 167–218 (1993).
- [5.53] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Environmental Radioactivity in the Dnieper River Basin: Assessment of the IAEA Project Team and Recommendations for the Strategic Action Plan. IAEA, Vienna (2005).
- [5.54] DROZDOVITCH, V.V., MINENKO, V.F., KUKHTA, T.S., ULANOVSKY, A.V., BOUVILLE, A., Estimates of internal doses from radiocaesium received by the population of Belarus following the Chernobyl Accident. Submitted to *Health Phys* (2002).
- [5.55] ZHELEZNYAK, M., KUZMENKO, YU., TKALICH, P., DZUBA, N., GOFRMAN, D., GOLOVANOV, I., MARINETS, A., MEZHUEVA, I., Modelling of radionuclides transport in the set of river reservoirs. –In: Computational Methods in Water Resources, X, A. Peters et al. (eds.) , vol. 2, Kluwer Academic, pp. 1189–1196 (1994).
- [5.56] BERKOVSKI, V., VOITSEKHOVITCH, O., NASVIT, O., ZHELEZNYAK, M., SANSONE, U., Exposures from aquatic pathways. In: The radiological consequences of Chernobyl Accident. Ed. by A. Karaoglou, G. Desmet, G.N. Kelly and H.G. Menzel. Rept. EUR 16544 EN, European Commission. Luxembourg, p.p. 283–294 (1996).
- [5.57] ZHELEZNYAK, M.K., et al., Mathematical modeling of radionuclides dispersion in the Pripyat-Dnieper aquatic system after the Chernobyl Accident, *Science of the Total Environment*, 112, 89–114 (1992).
- [5.58] BERKOVSKI, V., RATIA, G., NASVIT, O., Internal Doses to Ukrainian Population using Dnieper River Water. *Health Phys.* 71(1): 37–44 (1996).
- [5.59] VOITSEKHOVITCH, O.V., SANSONE, U., ZHELEZNYAK, M., BUGAI, D., Water quality management of contaminated areas and its effects on doses from aquatic pathways. In: The radiological consequences of the Chernobyl Accident. Ed. by A. Karaoglou, G. Desmet, G.N. Kelly and H.G. Menzel. Rept. EUR 16544 EN, European Commission (1996).

## 6. РАДИАЦИОННО-ИНДУЦИРОВАННЫЕ ЭФФЕКТЫ У ЖИВОТНЫХ И РАСТЕНИЙ

### 6.1. ПРЕДШЕСТВУЮЩАЯ ИНФОРМАЦИЯ О РАДИАЦИОННЫХ ЭФФЕКТАХ У БИОТЫ

Ученых уже давно интересовало воздействие радиации на растения и животных; фактически, большая часть информации по воздействию радиации на человека была получена в ходе исследований растений и животных. Вслед за развитием ядерной энергетики последовали дополнительные исследования, вызванные опасениями о возможном влиянии повышенных – но санкционированных – выбросах радиоактивных отходов в наземную и водную окружающие среды. Величина этих санкционированных выбросов всегда контролировалась на основе ограничения облучения человека, но было признано, что облучению подвергаются также животные и растения – нередко до более высоких доз, чем человек. К середине 1970-х годов было уже накоплено такое количество информации о воздействии ионизирующей радиации на растения и животных, что для того, чтобы суммировать результаты, было подготовлено несколько авторитетных докладов [6.1-6.4].

На основе исследований, которые проводились в течение последних ста лет, можно сделать несколько очень широких обобщений о воздействии радиации. Во-первых, это относительно большие различия доз излучения, необходимых для того, чтобы вызвать летальность в различных таксономических группах (рис. 6.1). Значительное различие в реакции в рамках одного таксона происходит из-за повышенной чувствительности к облучению отдельных индивидуумов или периодов жизни. Также наблюдается большое различие в дозах излучения, которые в рамках одной группы или таксона необходимы для того, чтобы последствие облучения из незначительного переросло в серьезное.

На рис. 6.2 в обобщенном виде дана информация по дозам излучения, которые необходимы для того, чтобы в течение короткого времени вызвать повреждения различной степени у различных сообществ растений, почвенных беспозвоночных и грызунов. В растительном мире деревья, как правило, более чувствительны, чем кустарники, которые, в свою очередь, более чувствительны, чем травы. Примитивные формы растений, такие как

лишайники, мхи и печеночники более устойчивы к воздействию облучения, чем сосудистые растения. Нередко радиационно-устойчивые растения имеют такие молекулярные и клеточные характеристики, которые повышают их способность переносить радиационные нагрузки, а различия в реагировании сообществ растений на облучение находят частичное объяснение в ранней работе Спэрроу [6.8]. Он показал, что такие характеристики, как большие хромосомы, нормальные, а не диффузные центроме-

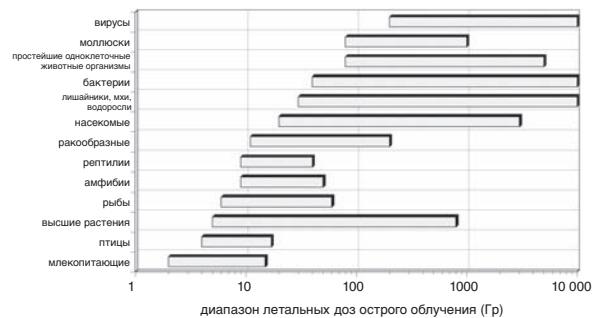


РИС. 6.1. Диапазон доз острого облучения, который приводит к 100% смертности в различных таксономических группах. Человек относится к наиболее чувствительным млекопитающим и, следовательно, к наиболее чувствительным организмам вообще [6.5].

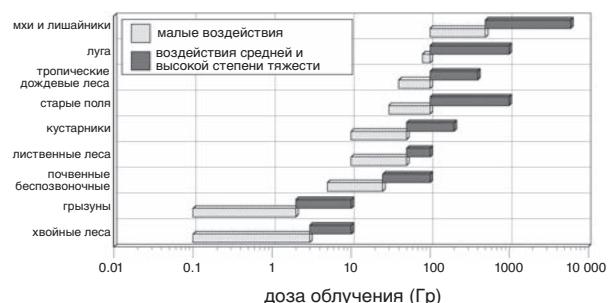


РИС. 6.2. Диапазон доз краткосрочного облучения (облучение в течение 5 – 60 дней), которые вызывают воздействие на сообщества различных растений, грызунов и почвенных беспозвоночных. Малые эффекты включают в себя повреждения хромосом, изменение продуктивности, репродуктивной функции и физиологии. Эффекты средней тяжести включают в себя изменения в составе и многообразии видов в результате выборочной смертности. Тяжелые эффекты (массовая смертность) возникают в верхней части диапазона средней тяжести [6.6, 6.7].

ТАБЛИЦА 6.1. ОСНОВНЫЕ ЯДЕРНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ РАСТЕНИЙ К ОБЛУЧЕНИЮ [6.5, 6.8]

Факторы, повышающие чувствительность	Факторы, понижающие чувствительность
Большое ядро клетки (высокое содержание ДНК)	Малое ядро клетки (низкое содержание ДНК)
Большое количество гетерохроматина	Малое количество гетерохроматина
Большие хромосомы	Малые хромосомы
Акроцентрические хромосомы	Метацентрические хромосомы
Нормальная центромера	Полицентрическая или диффузная центромера
Одноядерные клетки	Многоядерные клетки
Малое число хромосом	Высокое число хромосом
Ядра с диплоидным или гаплоидным числом хромосом	Высокая полиплоидия
Половое размножение	Вегетативное размножение
Большое межмитотическое время	Малое межмитотическое время
Длительный период покоя	Короткий период покоя или его отсутствие
Медленный мейоз	Быстрый мейоз

ры, малое число хромосом, одноядерные клетки, диплоидные или гаплоидные клетки, половое размножение, длительный межмитотический период и малая скорость мейоза характерны для растений с высокой чувствительностью к радиации, но эта чувствительность может изменяться во времени из-за сезонных процессов (например, состояние покоя или начало роста весной – см. таблицу 6.1).

Научные обзоры (например, работа [6.3]) показали, что млекопитающие являются наиболее чувствительными организмами, и что репродуктивная функция более подвержена воздействию радиации, чем величина смертности. При остром облучении млекопитающих смертность, как правило, имеет место при дозах свыше 3 Гр, а репродуктивная функция подвергается отрицательному воздействию уже при дозах ниже 0,3 Гр. Хроническое облучение изменяет реакцию: смертность начинается при мощности дозы свыше 0,1 Гр/день, репродуктивная же функция подвергается отрицательному воздействию при мощности дозы менее 0,01 Гр/день. Среди водных организмов рыбы являются наиболее чувствительными, причем наиболее чувствительные стадии – гематогенез и развитие эмбриона. Влияние облучения на популяции животных может быть сокращено за счет их мобильности (т.е. перемещения из зон с высоким облучением в зоны с низким облучением). Относительно малоподвижные почвенные беспозвоночные лишены такой возможности, поэтому могут получать значительные дозы в сравнении с остальным миром животных, в особенности из-за того, что почва впитывает большую часть радиоактивного загрязнения.

Реакция растений или животных на облучение зависит как от полученной дозы, так и от чувствительности к облучению. Доза в значительной степени определяется преимущественной средой обитания в отношении развивающегося радиоактивного загрязнения окружающей среды в зависимости от времени, а также от предрасположенности организма накапливать радионуклиды в органах и тканях. В зависимости от их индивидуального местаобитания растения и животные на загрязненной территории могут получать дозы излучения, которые будут значительно выше доз, получаемых людьми на той же самой территории (например, люди получают в этом отношении определенный выигрыш за счет использования экранирующего эффекта жилищ, а также могут получать питание и воду из менее загрязненных источников [6.3]).

Несмотря на то, что всякое ионизирующее излучение потенциально может нанести повреждения биологической ткани, растягивание во времени суммарной поглощенной дозы может – в зависимости от мощности дозы – привести к уменьшению реакции за счет вмешательства механизмов восстановления клеток и тканей. Это привело к введению общепринятого, хотя и несколько условного деления на так называемые режимы "острого облучения" и "хронического облучения". В целом можно сказать, что острое облучение обычно имеет место в условиях большой мощности дозы и короткого промежутка времени по сравнению с тем временем, в течение которого произойдут очевидные воздействия облучения. Хроническим облучением считается облучение, которое продолжительно

по времени, нередко длиющееся в течение значительного промежутка жизни организма, либо в течение определенного периода его жизни (например, во время эмбрионального развития), как правило, при относительно малой мощности дозы, так что интегральная доза не вызывает острых эффектов.

В упомянутых выше ранних обзорах единогласно делался вывод о том, что проявление каких-либо нежелательных эффектов маловероятно:

- a) у популяций наземных и водных растений и популяций водных животных при мощности дозы хронического облучения ниже 10 мГр/день; или
- b) у популяций наземных животных при мощности дозы ниже 1 мГр/день.

Следует, однако, подчеркнуть, что не было никакого намерения использовать эти величины мощности дозы в качестве предельных величин в какой-либо системе для обеспечения охраны окружающей среды; это были просто величины, ниже которых имеющиеся в наличии свидетельства, естественно, ограниченные перечнем рассматриваемых организмов и видом биологических реакций, продемонстрировали малую вероятность какой-либо значительной реакции. Вышеуказанные мощности дозы имеют отношение к эффектам на уровне популяции, а не индивидуальных организмов.

Более поздние обзоры о радиационных последствиях для индивидуальных организмов, выполненные в рамках проектов EC, FASSET (Структура оценки воздействия на окружающую среду) и EPIC (Зашитка окружающей среды от воздействия загрязняющих веществ-источников ионизирующей радиации в Арктике) пришли в целом к однозначным выводам [6.9-6.11]. Несмотря на то, что второстепенные эффекты можно обнаружить при малых мощностях доз в чувствительных клеточных системах или у отдельных представителей чувствительных к облучению биологических видов (например, изменение клеточного состава крови у млекопитающих, иммунная реакция у рыб, изменение роста у сосен и хромосомные aberrации у многих организмов), в большинстве исследований в качестве пороговой величины мощности дозы, производящей значительное воздействие, выбрана величина около 0,1 мГр/ч (2,4 мГр/день). При увеличении мощности дозы сверх этого уровня отрицательные воздействия постепенно нарастают и при мощности дозы выше 1 мГр/ч (24 мГр/день) в случае облучения в течение большей части жизни организма становятся очевидными. Что касается незначительного повы-

шения заболеваемости и цитогенетических эффектов у отдельных индивидуумов или при более широком подходе у популяций при мощностях доз менее 2,4 мГр/день, то их еще предстоит определить [6.11].

Созданная в последнее время база данных EPIC перекрывает очень широкий диапазон мощностей доз (от менее чем 10<sup>-5</sup>Гр/день до более чем 1 Гр/день), получаемых дикой флорой и фауной в северных районах Российской Федерации и на территориях, подвергшихся загрязнению в результате чернобыльской аварии [6.10]. В целом же на основе базы данных EPIC можно сделать вывод о том, что пороговым значением для проявления детерминистских радиационных эффектов у дикой флоры и фауны является величина где-то в диапазоне 0,5-1 мГр/день для хронического облучения радиацией с низкой линейной передачей энергии.

Эти обобщающие выводы в отношении воздействия излучения на растения и животных обеспечивают соответствующий контекст, в рамках которого можно рассматривать имеющуюся информацию по тем эффектам, которые наблюдались вследствие повышенных доз радиации в результате чернобыльской аварии.

## 6.2. ВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА РАДИАЦИОННОГО ОБЛУЧЕНИЯ ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ

Очень важно ограничить любое обсуждение экологических последствий чернобыльской аварии представляющим интерес конкретным отрезком времени. Эффекты, которые наблюдаются в настоящее время спустя 20 лет после аварии, радикально отличаются от тех, которые имели место в течение первых 20 дней. На территории, расположенной вблизи места аварии, были определены три отчетливые фазы облучения [6.4]. В течение первых 20 дней облучение было по существу острым из-за большого количества короткоживущих радионуклидов, присутствовавших в проходящем радиоактивном облаке (<sup>99</sup>Mo, <sup>132</sup>Te/<sup>132</sup>I, <sup>133</sup>Xe, <sup>131</sup>I и <sup>140</sup>Ba/<sup>140</sup>La). Большая часть этих короткоживущих изотопов с высокой активностью выпала на растения и поверхность земли, что привело к накоплению больших доз излучения, которые в измеримой степени оказали отрицательное воздействие на биоту. Высокие дозы в щитовидной железе позвоночных животных также имели место в течение этих первых дней и недель после аварии за счет ингаляции и поглощения через желудочно-кишечный тракт радиоактивных изото-

пов йода или их радиоактивных материнских изотопов.

На рис. 6.3 показаны измеренные величины мощности экспозиционной дозы в день аварии в непосредственной близости от поврежденного реактора. Эти мощности экспозиционной дозы в основном были обусловлены гамма-излучением выпавших радионуклидов и находились уровне до 20 Гр/день. Однако поверхностные ткани и малые биологические объекты (такие, как созревшие иглы и растущие почки сосен) испытывали значительную дополнительную мощность дозы от бета-излучения выпавших радионуклидов. Принимая во внимание высокие дозы излучения в течение относительно короткого экспозиционного периода от короткоживущих радиоизотопов, эта первая фаза длительностью 20-30 дней может быть в целом охарактеризована как режим острого облучения, оказавший резко выраженное воздействие на биоту.

Вторая фаза облучения продолжалась в течение лета и осени 1986 года, причем в течение этого времени произошел распад короткоживущих изотопов, а также произошел переход долгоживущих изотопов в другие компоненты окружающей среды в силу физических, химических и биологических процессов. Преобладающими процессами перехода являлись дождевой смыв радионуклидов с поверхностей растений на почву и их бионакопление в тканях растений. Несмотря на то, что мощности доз на поверхности почвы упали до менее чем 10% от исходных величин (см. рис. 5.3), все еще происходило накопление повреждающих суммарных доз. На рис. 6.4 показано модифицирующее влияние дождевого смыва радионуклидов на радиационное повреждение хвойных деревьев.

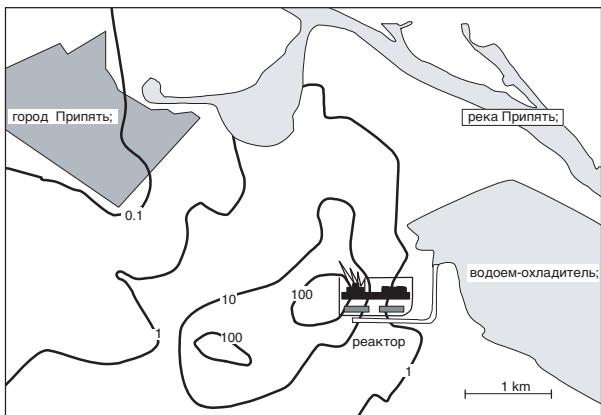


РИС. 6.3. Измеренные мощности экспозиционной дозы в воздухе 26 апреля 1986 года вблизи чернобыльского реактора. Изолинии показывают мощность экспозиционной дозы в Р/ч (1 Р/ч приблизительно равен 0,2 Гр/день) [6.12].

В целом же около 80% набранной растениями и животными дозы излучения было получено в течение трех месяцев после аварии, причем более 95% от этой дозы было получено за счет бета-излучения [6.4]. Этот вывод согласуется с результатами выполненных ранее исследований о важности вклада бета-излучения по сравнению с гамма-излучением в общую дозу облучения от радиоактивных осадков; например, когда смесь свежих продуктов деления, приготовленная 10 часов назад, в ходе эксперимента была нанесена с плотностью 7 ГБк/м<sup>2</sup> на злаковые растения, находящиеся в различных стадиях роста, то соотношение полученных мощностей доз гамма- и бета-излучения, измеренных при помощи термolumинесцентных дозиметров, изменялось от 1 до 130 [6.13].

Измерения, сделанные при помощи термolumинесцентных дозиметров на поверхности почвы

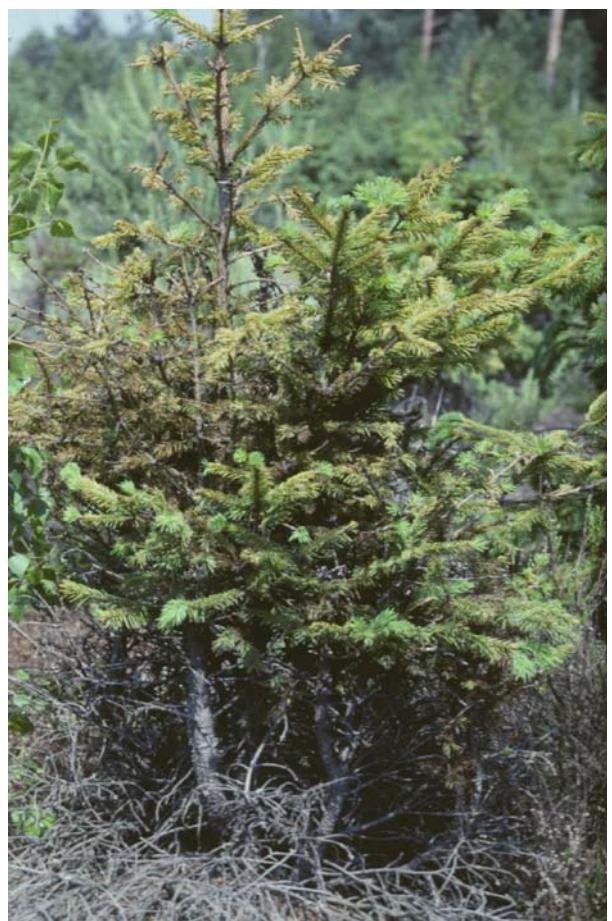


РИС. 6.4. Молодая сосна, у которой верхняя часть кроны повреждена первоначальным выпадением радионуклидов на верхушку, а нижняя часть растения повреждена излучением осевшего на поверхность материала, который был смыв с верхней части кроны, причем средняя часть кроны оказалась неповрежденной (фотография предоставлена Т. Хинтоном, 1991 год).

участков в пределах ЧЗО, показали, что соотношение мощностей доз бета-излучения и гамма-излучения составляло около 26:1 (т.е. 96% общей дозы приходилось на бета-излучение). При мощности дозы гамма-излучения в 0,01 мГр/ч на поверхности почвы 15 дней спустя после аварии общая накопленная доза в течение первого месяца от бета- и гамма-излучения была оценена величиной  $0,5 \pm 0,2$  Гр, а в конце второго и третьего месяцев величиной 0,6 и 0,7 Гр соответственно [6.14].

Во время третьей (и продолжающейся в настоящее время) фазы облучения мощности доз излучения стали хроническими, величиной менее 1% от первоначальных величин, и объяснялись в основном загрязнением  $^{137}\text{Cs}$ . Со временем процессы распада короткоживущих радионуклидов и миграция большей части оставшегося  $^{137}\text{Cs}$  в почву привели к тому, что вклад в общую дозу излучения от бета- и гамма-излучения стал выравниваться. Однако баланс зависит от степени бионакопления  $^{137}\text{Cs}$  в организмах и от поведения организма в отношении основного источника внешнего облучения (т.е. почвы). Помимо пространственной неоднородности мощности дозы излучения в силу неоднородности исходного выпадения широкие вариации дозы радиоактивного излучения у различных организмов в различные промежутки времени происходят по причине различных занимаемых этими организмами ниш в среде обитания (например, птицы в кронах деревьев и грызуны на земле). Иммиграция животных в ЧЗО и размножение находившихся там растений и животных означает, что новые животные и растения постоянно внедряются в условия местности с радиоактивным загрязнением, как это в настоящий момент происходит вокруг Чернобыля. В разделе 6.8 дана информация о современных условиях в чернобыльской зоне.

### 6.3. РАДИАЦИОННЫЕ ЭФФЕКТЫ У РАСТЕНИЙ

Дозы излучения, полученные растениями от выпадения радиоактивных осадков в результате чернобыльской аварии, зависели от физических свойств различных радионуклидов (т.е. их периода полураспада, испускаемого излучения и т.п.), от стадии физиологического развития отдельных видов растений на момент аварии и от предрасположенности различных видов растений поглощать радионуклиды критически важными тканями. То, что авария произошла в конце апреля, еще более усилило повреждающее действие радиоактивных выпадений, потому что это совпало по времени с периодом ускоренного роста и размножения растений. Осаждение

бета-излучающих радиоактивных загрязнений на критически важные ткани растений привело к тому, что растения получили гораздо более высокие дозы излучения, чем животные, живущие в той же самой окружающей обстановке [6.13, 6.15]. Большие расхождения в результатах наблюдений за реакцией на определенную величину дозы излучения имели место в тех случаях, когда в расчет не принималась соответствующим образом бета-компонент излучения [6.16].

В пределах ЧЗО выпадение суммарной бета-активности и соответствующие дозы излучения у растений были достаточными (0,7–3,9 ГБк/м<sup>2</sup>) для того, чтобы вызвать краткосрочную стерильность и подавление репродуктивной функции у некоторых видов [6.15]. К августу 1986 года начали созревать посевные до аварии сельскохозяйственные растения. На полях с плотностью загрязнения 0,1–2,6 ГБк/м<sup>2</sup>, где установленные мощности доз излучения достигали уровня 300 мГр/день, стали наблюдаться проблемы с ростом и развитием растений. Были обнаружены такие проявления, как точечный некроз листьев, сморщивание кончиков листьев и ингибирование фотосинтеза, транспирация и метаболитный синтез, а также увеличение доли хромосомных аберраций в меристемных клетках [6.17]. Количество различных аномалий в озимой пшенице в 1986–1987 годах превысило 40%, причем некоторые аномалии прослеживались еще в течение нескольких лет после аварии [6.18].

Уже было известно, что хвойные растения относятся к растениям с повышенной степенью радиочувствительности, и расположенные в 1,5–2 км к западу от Чернобыльской атомной электростанции сосновые леса получили дозу излучения (> 80 Гр), достаточную, чтобы вызвать их гибель [6.19], при мощности дозы более 20 Гр/день [6.12]. Первыми признаками радиационного повреждения сосен, находившихся в непосредственной близости от реактора, было покаление и отмирание игл, которое наблюдалось в течение двух-трех недель после аварии. В течение лета 1986 года зона радиационных повреждений распространилась в северо-западном направлении на расстояние до 5 км; серьезные повреждения наблюдались на расстоянии 7 км. Погибший сосновый лес по цвету мертвого древостоя называли "рыжим лесом".

Тихомиров и Щеглов [6.19], а также Архипов и другие [6.20] обнаружили, что скорость гибели, репродуктивные аномалии, жизнеспособность древостоя и восстановление крон сосен зависели от величины поглощенной дозы. Острое облучение *Pinus silvestris* дозами 0,5 Гр вызывали обнаружива-

емые цитогенетические эффекты; при дозах выше 1 Гр уменьшалась скорость роста и происходили морфологические повреждения; а при дозах выше 2 Гр изменялись репродуктивные возможности деревьев. Дозы менее 0,1 Гр не вызывали какого-либо заметного повреждения деревьев. В таблице 6.2 показано изменение концентрации радионуклидов и доз излучения, полученных соснами в пределах ЧЗО. Наблюдения показали, что чувствительность к излучению у ели выше, чем у сосны. При величине поглощенной дозы порядка 0,7–1 Гр у елей происходило деформирование игл, почек и роста побегов [6.22].

Что касается дозы излучения, поглощенной критически важными частями деревьев, то 90% этой

дозы было вызвано бета-излучением выпавших радионуклидов, а 10% - гамма-излучением. Уже в 1987 году можно было наблюдать процессы восстановления крон деревьев, и вместо погибших деревьев были произведены лесопосадки с целью реабилитации окружающей среды [6.20]. В погибшем сосновом лесу имело место нашествие насекомых-вредителей, которое позже распространялось на прилегающие территории. Погибший сосновый лес в настоящее заместился травостоем, стали медленно распространяться самосевом лиственные деревья. Четко определились четыре зоны радиационно-индуцированных повреждений хвойных деревьев (таблица 6.3).

ТАБЛИЦА 6.2. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ (КБК/КГ) ХВОЙНЫХ ДЕРЕВЬЕВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ РАССТОЯНИЯ ОТ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО РЕАКТОРА (АЗИМУТ 205–260°) С СООТВЕТСТВУЮЩИМИ ОЦЕНКАМИ МОЩНОСТИ ДОЗЫ В ВОЗДУХЕ (МГР/Ч) В ОКТЯБРЕ 1987 ГОДА И НАКОПЛЕННАЯ ДОЗА ВНЕШНЕГО ОБЛУЧЕНИЯ (ГР) [6.21]

Расстояние от Чернобыльской АЭС (км)	Мощность дозы в воздухе (мГр/ч) <sup>a</sup>	Доза внешнего облучения (Гр) <sup>a</sup>	Концентрация радионуклидов в иглах (кБк/кг)				
			Церий-144	Рутений-106	Цирконий-95	Ниобий-95	Цезий-134
2,0	2,2	126	13 400	4100	800	1500	1500
4,0	0,10	5	150	60	8	15	17
16,0	$3,5 \times 10^{-4}$	0,014	1,5	0,6	0,1	0,17	0,18
							0,55

<sup>a</sup> Мощность дозы гамма-излучения на высоте 1 м от поверхности почвы.

ТАБЛИЦА 6.3. ЗОНЫ И СООТВЕТСТВУЮЩИЕ ПОВРЕЖДЕНИЯ ХВОЙНЫХ ЛЕСОВ В РАЙОНЕ ВОКРУГ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ [6.22]

Зона и классификация	Доза внешнего гамма-излучения (Гр) <sup>a</sup>	Мощность дозы в воздухе (мГр/ч) <sup>a</sup>	Доза внутреннего облучения игл (Гр)
Зона гибели хвойных лесов (4 км <sup>2</sup> ): полная гибель сосен, частичное повреждение лиственных деревьев	>80–100	>4	>100
Сублетальная зона (38 км <sup>2</sup> ): гибель большинства точек роста, гибель некоторых хвойных деревьев, морфологические изменения у лиственных деревьев	10–20	2–4	50–100
Зона средних повреждений (120 км <sup>2</sup> ): подавление репродуктивной способности, высыхание игл, морфологические изменения	4–5	0,4–2	20–50
Зона малых повреждений: нарушения роста, репродуктивной способности и морфологии хвойных лесов	0,5–1,2	<0,2	<10

<sup>a</sup> Мощность дозы и доза гамма-излучения на высоте 1 м от поверхности почвы.

#### 6.4. РАДИАЦИОННЫЕ ЭФФЕКТЫ У ПОЧВЕННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ

Несмотря на то, что от 60 до 90% первоначальных радиоактивных выпадений было захвачено лесным пологом и другими растениями [6.19], в течение периода от нескольких недель до нескольких месяцев процессы дождевого смыва и листопада переместили большую часть загрязнений в лесную подстилку и в те слои почвы (подробности см. в разделе 3.4), где населяющие их беспозвоночные животные в течение длительного времени подвергались воздействию излучения. Потенциальное воздействие на почвенных беспозвоночных было особенно высоким, поскольку авария по времени совпала с их наиболее чувствительными к облучению стадиями жизни: размножением и личиночной линькой вслед за зимним периодом покоя.

В течение двух месяцев после аварии количество беспозвоночных в подстилке лесов на расстоянии 3-7 км от ядерного реактора сократилось в тридцать раз [6.14], и репродуктивная функция подверглась сильному отрицательному воздействию (отсутствовали личинки и нимфы). Дозы излучения на уровне около 30 Гр (определенные по термолюминесцентным дозиметрам, помещенным в почву) произвели катастрофическое воздействие на сообщества беспозвоночных, вызывая гибель яиц и ранних стадий жизни, а также подавляя репродуктивную функцию у взрослых особей. В течение года воспроизведение беспозвоночных в лесной подстилке возобновилось, частично благодаря миграции беспозвоночных из менее загрязненных районов. По прошествии 2,5 лет соотношение молодых беспозвоночных к взрослым особям в слое подстилки, равно как и общая масса беспозвоночных на единицу площади, не отличалась от этих показателей на контрольных площадках; однако разнообразие видов животных было значительно ниже, чем на контрольных площадках [6.14].

Разнообразие населяющих почву видов беспозвоночных позволяет проанализировать влияние облучения на уровне сообщества (т.е. изменение состава и численности видов): например, в десяти колонках грунта, отобранного в сосновом лесостое в июле 1986 года на расстоянии 3 км от Чернобыльской атомной электростанции, было обнаружено всего лишь пять видов беспозвоночных по сравнению с 23 видами на контрольной площадке на расстоянии 70 км. Средняя плотность подстилочной фауны сократилась со 104 особей на 225 см<sup>2</sup> колонки грунта на контрольной площадке до 2,2 особей на площадке в 3 км от реактора. Во всех взятых на кон-

трольной площадке 10 колонках грунта было найдено шесть особей, а в 10 колонках, отобранных на площадке в 3 км от реактора, особей не было обнаружено вообще [6.23]. Количество особей беспозвоночных, обнаруженных на площадках с высоким уровнем загрязнения, составляло только половину от контрольного количества в 1993 году, причем разнообразие видов не восстановилось полностью до 1996 года, т.е. спустя почти 10 лет после аварии [6.14].

По сравнению с населяющими лесную подстилку видами беспозвоночные, населяющие пахотные земли, пострадали в меньшей степени. В пахотных землях было обнаружено четырехкратное сокращение количества земляных червей, но не наблюдалось катастрофического вымирания какой-либо группы почвенных беспозвоночных. Сокращение количества беспозвоночных в слое почвы глубже 5 см не произошло. Миграции радионуклидов в более глубокие слои почвы еще не произошло, и верхние слои почвы защищали беспозвоночных от воздействия бета-излучения, основного вкладчика (94%) в суммарную дозу. Доза излучения у беспозвоночных в лесной подстилке была в три-девять раз выше, чем у беспозвоночных, населяющих верхний слой почвы [6.14].

Несмотря на то, что исследователи не уверены, что на сильно загрязненных территориях в Чернобыле действительно произошла стерилизация беспозвоночных [6.14], накопленная доза в 30 Гр, о которой сообщалось в результате полевых наблюдений в Чернобыле, находится в пределах экспериментальных доз, которые используются для контроля насекомых-вредителей путем внешнего облучения. Недавнее исследование показало, что для большинства насекомых семейства клещей требуется стерилизационная доза менее 200 Гр [6.24], хотя стерилизационная доза для некоторых насекомых и членистоногих значительно ниже и может различаться как среди, так и внутри их отрядов. Как и в случае с растениями [6.8], чувствительность насекомых к облучению зависит от средней величины интерфазного объема ядра [6.24].

#### 6.5. РАДИАЦИОННЫЕ ЭФФЕКТЫ У СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

Жвачные животные, как одомашненные (крупный рогатый скот, козы, овцы), так и дикие (лоси, олени), как правило, получают большие дозы облучения в подвергшейся радиоактивному загрязнению среде в связи с тем, что они потребляют большое количество растительной пищи, и многие радионук-

лиды накапливаются в их тела; например, ежедневно одна корова потребляет около 30% травы с участка площадью 150 м<sup>2</sup>. Пероральное поступление радионуклидов приводит к облучению пищеварительного тракта, щитовидной железы и других органов. Для сельского населения ущерб, причиняемый скоту, является основным ущербом от выпадения радиоактивных осадков, причем не только в связи с потерей скота, но и по причине социально-психологических последствий [6.25,6.26].

Вскоре после аварии домашний скот в пределах ЧЗО подвергся воздействию высоких уровней радиоактивного йода (<sup>131</sup>I и <sup>133</sup>I с периодами полураспада 8 и 21 час соответственно); это привело к значительным дозам внутреннего и внешнего облучения от воздействия бета- и гамма-излучения (таблица 6.4). Доза на щитовидную железу величиной 76 Гр от этих двух изотопов йода достаточна для того, чтобы нанести этой железе серьезный вред [6.27]. Почвы Украины и Беларуси бедны содержанием стабильного йода, кобальта и марганца. В условиях свойственного данной местности дефицита стабильного йода переход радиоактивного йода из кровеносной системы в щитовидную железу может быть в два-три раза более интенсивным, чем обычно [6.15]. Эти условия усугубили последствия аварии.

Подавление функции щитовидной железы у скота соотносилось с дозой излучения, полученной щитовидной железой (69-процентное сокращение функции при дозе на щитовидную железу 50 Гр и 82-процентное сокращение функции у животных, которые получили дозу облучения 280 Гр). Концентрация гормонов щитовидной железы в кровеносной системе животных была ниже физиологической нормы в течение всего периода лактации. Лучевое поражение щитовидной железы было подтверждено гистологическими исследованиями (например, гиперплазия соединительной и иногда жировой тка-

ни, сосудистая гиперемия и некроз эпителия). В Украине наблюдались животные с практически полным отсутствием тканей щитовидной железы. Разрушение гормонального статуса телят, рожденных коровами с подвергшейся облучению щитовидной железой, было наиболее очевидным [6.28]. Подобные эффекты наблюдались и у скота, эвакуированного из белорусской части ЧЗО [6.26].

Хотя большая часть скота и была эвакуирована из зоны аварии, несколько сотен голов оставались в наиболее загрязненной зоне в течение двух-четырех месяцев. К осени 1986 года некоторые из этих животных погибли, у других наблюдались ослабление иммунной реакции, снижение температуры тела и сердечно-сосудистые нарушения. Гипотиреоз наблюдался до 1989 года, и, возможно, им объясняются репродуктивные расстройства у животных, которые получили дозу излучения щитовидной железы более 180 Гр [6.26]. Потомство коров с высокой дозой излучения имело уменьшенный вес, уменьшенный дневной привес и признаки карликовости. Весной 1989 года показатели размножения вновь стали нормальными. У животных, содержащихся на территориях с уровнем загрязнения <sup>137</sup>Cs 0,2-1,4 МБк/м<sup>2</sup> (5-40 Ки/км<sup>2</sup>), гематологические показатели были нормальными [6.28].

Хронические лучевые поражения наблюдались у более чем 2000 овец и 300 лошадей (возраст 3-8 лет), вывезенных из зоны сильного загрязнения Хойники в Беларусь через полтора года после аварии [6.26]. Дозы излучения определены не были. У овец наблюдалось общее угнетенное состояние, истощение, тяжелое дыхание, пониженная температура тела и другие патологические синдромы. Наблюдались лейкопения, эритропения, цитопения и эозинофильный лейкоцитоз, повышенное содержание сахара в крови (в 1,5-2 раза выше нормы), а также значительное снижение концентрации гормонов щитовидной железы по сравнению с нормой.

ТАБЛИЦА 6.4. ДОЗЫ У КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА, ОСТАВАВШЕГОСЯ В ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ 30-КИЛОМЕТРОВОЙ ЗОНЕ С 26 АПРЕЛЯ ПО 3 МАЯ 1986 ГОДА [6.21]

Расстояние от реактора (км)	Поверхностная активность на почве ( $10^8$ Бк/м <sup>2</sup> )	Поглощенная доза (Гр)		
		Щитовидная железа	Ж/к тракт	Доза внутр. облуч. на все тело
3	8,4	300	2,5	1,4
10	6,1	230	1,8	1,0
14	3,5	260	1,0	0,6
12	2,4	180	0,7	0,4
35	1,2	90	0,4	0,2

Вес приплода облученных овец и настриг шерсти был в два и более раз ниже по сравнению со здоровыми животными. У лошадей лучевые поражения выражались в общем угнетенном состоянии, наличия отечности, лейкопении, тромбоцитопении, эозинофильном лейкоцитозе и миелоцитозе. У семидесяти процентов животных концентрация гормонов щитовидной железы в сыворотке крови была ниже пределов обнаружения лабораторными методами [6.26].

Многочисленные сообщения в средствах массовой информации о радиационно-индуцированных пороках развития (врожденных дефектах) у скота и свиней появились в районах, где суммарные годовые дозы облучения не превышали 0,05 Гр. Научные исследования показывают, что при столь малых дозах облучения увеличение частоты врожденных дефектов неотличимо от фоновых значений [6.25]. Кроме того, данные за 1989 год показывают, что количество врожденных дефектов скота на загрязненных территориях Житомирской области не превышало количества дефектов на незагрязненных территориях той же самой области. Были широко распространены фотографии шестиногого теленка, причем это отклонение от нормы приписывалось воздействию аварии. Этот теленок, однако, родился в июне 1986 года, и поэтому процессы дифференцирования и формирования органов в матке коровы закончились до момента аварии; таким образом, этот случай тератогенеза, вызвавший широкие отклики в средствах массовой информации, был обусловлен не облучением вследствие чернобыльской аварии, а другими факторами.

## 6.6. РАДИАЦИОННЫЕ ЭФФЕКТЫ У ДРУГИХ НАЗЕМНЫХ ЖИВОТНЫХ

Через четыре месяца после аварии были проведены обследования и вскрытия диких и брошенных домашних животных, которые оставались в 10-км радиусе вокруг Чернобыльской атомной электростанции [6.14]. Было идентифицировано 50 видов птиц, включая некоторые редкие виды; все они имели нормальный внешний вид и поведение. Мертвых птиц найдено не было. Было обнаружено, что ласточки и воробы производят потомство, которое тоже выглядит нормальным. Проводились наблюдения за принадлежащими к шести отрядам сорока пятью млекопитающими. Изменений внешнего вида или поведения обнаружено не было.

В августе и сентябре 1986 года был произведен отстрел с последующим вскрытием некоторых диких и домашних животных. У собак и кур были

обнаружены признаки хронического лучевого синдрома (уменьшенная масса тела, уменьшенный запас жировой ткани, увеличение массы лимфатических узлов, печени и селезенки, наличие гематом в печени и селезенке, утолщение выстилки нижнего отдела кишечника). В гнездах кур не было найдено яиц, равно как и в их яичниках.

В течение осени 1986 года количество мелких грызунов на опытных исследовательских участках с высоким уровнем загрязнения уменьшилось в 2-10 раз. По оценкам величина поглощенной дозы в течение первых пяти месяцев после аварии находилась в пределах от 12 до 110 Гр гамма-излучения и от 580 до 4500 Гр бета-излучения. К весне 1987 года число животных восстановилось благодаря иммиграции с менее загрязненных территорий. В 1986 и 1987 годах процентная доля доимплантационной гибели грызунов на территориях с высоким уровнем загрязнения выросла в два-три раза по сравнению с контрольными показателями. У грызунов на загрязненных территориях также значительно увеличилось количество случаев рассасывания эмбриона, однако в количественном отношении потомство, приходящееся на одну особь женского пола, не отличалось от контрольных показателей [6.29].

## 6.7. РАДИАЦИОННЫЕ ЭФФЕКТЫ У ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ

Охлаждающая вода для Чернобыльской атомной электростанции подавалась из искусственного водоема площадью 21,7 км<sup>2</sup>, расположенного на юго-востоке от площадки АЭС. В результате аварии водоем-охладитель был сильно загрязнен (подробности см. в разделе 3.5) – более  $6,5 \pm 2,7 \times 10^{15}$  Бк смеси радионуклидов в воде и донных отложениях [6.30]. Водные организмы подверглись воздействию внешнего облучения от радионуклидов, находящихся в воде и загрязненных донных отложениях, а также облучению от загрязненных водных растений. Внутреннее облучение происходило при поглощении организмами радиоактивно загрязненной пищи и воды, либо непреднамеренном поглощении загрязненных донных отложений. На рис. 6.5 показаны полученные водной биотой дозы излучения в течение первых 60 дней после аварии.

Сообщалось, что максимальные мощности дозы у водных организмов (за исключением рыб) приходились на первые две недели после аварии, когда вклад короткоживущих изотопов (в основном, <sup>131</sup>I) составляли 60-80% от всей дозы. В течение второй недели вклад короткоживущих изотопов в дозу у водных организмов уменьшился в два раза. Макси-

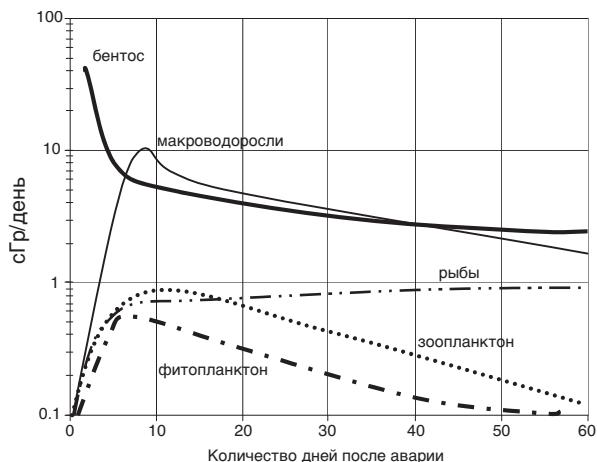


РИС. 6.5. Динамика изменения мощности поглощенной дозы (сГр/день) у населяющих водоем-охладитель Чернобыльской АЭС организмов в течение первых 60 дней после аварии. Данные получены расчетным путем по модели, основывающейся на концентрации радионуклидов в толще воды и озерных донных отложений [6.21].

мальные мощности дозы у рыбы были зарегистрированы несколько позже (рис. 6.5); это было обусловлено тем, что для загрязнения их пищевой сети более долгоживущими радионуклидами (в основном,  $^{134,137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}/^{144}\text{Pr}$ ,  $^{106}\text{Ru}/^{106}\text{Rh}$  и  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ ) требовалось определенное время. Разница в мощностях доз у различных видов рыб объясняется их трофическим положением. У нехищих рыб (карпа, серебряный карась, уклейка) установленные пиковые значения мощности дозы на уровне 3 мГр/день от внутреннего облучения проявились в 1986 году, причем в 1987 году произошло значительное уменьшение мощности дозы. Однако мощности дозы у хищных рыб (окунь) выросли в 1987 году и не начали уменьшаться до 1988 года [6.21]. Самые высокие накопленные дозы наблюдались у первого поколения рыб, рожденного в 1986 и 1987 годах. Придонные рыбы (серебряный карась, густера, лещ, карп), которые получали значительную дозу облучения от донных осадков, получили накопленную дозу около 10 Гр.

В 1990 году была проанализирована репродуктивная способность молодого толстолобика [6.31]. Во время аварии эта рыба содержалась в садках в водоеме-охладителе. К 1988 году рыба достигла половой зрелости. За весь послеварийный период эта рыба получила дозу излучения величиной 7-8 Гр. Биохимический анализ мускульной ткани, печени и половых желез не показал отличий от контрольных особей. Количество оплодотворенных икринок составило 94%; 11% развивающихся икринок имели аномалии развития. Плодовитость женс-

ких особей на 40% превышала этот показатель у контрольной группы, но 8% облученного потомства было стерильным. Уровень колеблющейся асимметрии потомства не отличался от контрольного, хотя уровень злокачественной анемии (22,7%) значительно превышал этот показатель у контрольной группы (5-7%). Напротив, Печкуренков в своей работе [6.32] сообщал, что количество клеток с хромосомными аберрациями у карпа, леща и толстолобика в 1987 году было в норме. Следует отметить, что водоем-охладитель подвергся не только радиоактивному, но и химическому загрязнению.

В таблице 6.5 обобщены результаты последних исследований по хроническому воздействию ионизирующего излучения на репродуктивную способность рыб, включая данные по Чернобылю.

## 6.8 ГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ У ЖИВОТНЫХ И РАСТЕНИЙ

Качественные данные о частоте индуцированных мутаций у растений и животных вследствие воздействия чернобыльской аварии весьма немногочисленны. Повышенный уровень мутаций стал очевиден в 1987 году, он проявлялся в виде различных морфологических нарушений у канадской блошицы дизентерийной, тысячелистника обыкновенного и мышиного проса. Примеры нарушений включают в себя необычное ветвление стволов, удвоение количества кистей, ненормальный цвет и размер листьев и цветков, а также развитие так называемых "ведьминых метелок" у сосен. Подобные изменения в 5-километровом радиусе вокруг реактора также проявлялись у лиственных деревьев (гигантизм листьев, изменение формы листьев - см. рис. 6.6). Морфологические изменения наблюдались при начальной мощности дозы гамма-излучения 0,2-0,3 мГр/ч. При 0,7-1,3 мГр/ч наблюдались усиление вегетативной репродукции (у вереска) и гигантизм некоторых растений [6.19, 6.20, 6.34, 6.35].

Цитогенетический анализ клеток корневой меристемы озимого риса и пшеничных зародышей урожая 1986 года продемонстрировал дозовую зависимость количества аберрантных клеток. Значительное превышение контрольного уровня аберраций наблюдалось при поглощенной дозе 3,1 Гр, ингибирование митотической деятельности имело место при 1,3 Гр, а развитие замедлялось при 12 Гр [6.36]. Анализ трех последовательных поколений озимой ржи и пшеницы, произраставших на наиболее загрязненных делянках, показал, что число аберрантных клеток в интеркалярной меристеме во втором и третьем поколениях выше, чем в первом.

ТАБЛИЦА 6.5. ХРОНИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА РЕПРОДУКТИВНУЮ СПОСОБНОСТЬ РЫБ НА ОСНОВЕ БАЗЫ ДАННЫХ FASSET [6.33]

Мощность дозы (μГр/ч)	Мощность дозы (мГр/день)	Эффекты
0–99	0–2,4	Группа с фоновой дозой; наблюдаются нормальные типы клеток, нормальная величина повреждений и нормальная смертность
100–199	2,4–4,8	Данных не имеется
200–499	4,8–12	Уменьшенное количество сперматогониев и спермы в тканях
500–999	12–24	Задержка нереста, сокращение массы молоки
1000–1999	24–48	Сокращение средней (за срок жизни) плодовитости, раннее бесплодие
2000–4999	48–120	Сокращение числа жизнеспособного потомства Увеличение количества эмбрионов с дефектами Увеличение количества личинок с неопределенным полом Сообщается об увеличении количества выметываемой икры Увеличение смертности эмбрионов
5000–9999	120–240	Сокращение количества особей, доживающих до одномесячного возраста Увеличенное количество дефектов спинного хребта
>10 000	>240	С увеличением мощности дозы наблюдается тенденция к уменьшению времени между икрометаниями Значительное сокращение неонатальной выживаемости Стерильность взрослой рыбы Разрушение зародышевых клеток в течение 50 дней у рыбы оризия Высокая смертность у мальков; зародышевые клетки отсутствуют Значительное сокращение мужских особей лосося, возвращающихся на нерест После четырех лет женские особи лосося значительно теряют плодовитость



РИС. 6.6. Типичный морфологический дефект у хвойных деревьев. Такое увеличение вегетативного роста и гигантизм некоторых частей растения не были редкостью (фотография предоставлена Т.Хинтоном, 1991 год).

С 1986 по 1992 год в ЧЗО изучалась динамика мутаций среди популяций *Arabidopsis thaliana* Heynh. (L). На всех опытных делянках в течение

первых двух-трех лет после аварии популяции *Arabidopsis* продемонстрировал увеличенную мутационную нагрузку. Позже уровень летальных мутаций сократился; тем не менее, частота мутаций в 1992 году была все еще в четыре-восемь раз выше уровня спонтанных мутаций. Дозовая зависимость частоты мутаций лучше всего описывается степенной функцией при степенном показателе менее единицы.

Зайнуллин и другие [6.38] наблюдали повышенные уровни сцепленных с полом летальных мутаций в природных популяциях *Drosophila melanogaster*, живущих в условиях повышенного радиационного фона в результате чернобыльской аварии. Уровни мутации в 1986–1987 годах были повышенными у мух, обитающих на загрязненной территории с начальной мощностью экспозиционной дозы 2 мГр/ч и выше. В последующие два года частота мутаций постепенно пришла в норму.

Шевченко и другие [6.39] и Померанцева и другие [6.40] сообщили об исследованиях отрицательных генетических эффектов у диких мышей. Исследованиям подверглись мыши, отловленные в

1986-1991 годах в 30-километровой зоне вокруг чернобыльского реактора с различными уровнями гамма-излучения, и отловленные в 1992-1993 годах на участке в Брянской области Российской Федерации. Установленная суммарная доза гамма- и бета-излучения изменялась в широких пределах и в 1986-1987 годах достигала 3-4 Гр/мес. Одной из отправных точек исследования было изучение доминантной летальности, измеряемой в единицах эмбриональной смертности потомства диких мышей мужского пола, спаренных с лабораторными мышами женского пола, не подвергавшихся воздействию облучения. Уровень доминантной летальности был повышенным в течение нескольких недель после отлова мышей для исследований на наиболее загрязненном участке. При мощности дозы облучения около 2 мГр/ч две особи из отловленных 122 мужских особей не дали потомства - считалось, что они бесплодны. У остальных особей отмечалась временное бесплодие, уменьшение массы яичек, которые, однако, восстановились спустя некоторое время после отлова.

Частота реципрокных транслокаций в сперматоцитах мышей соответствовала данным предыдущих исследований. У всех отловленных мышей наблюдалась зависимая от мощности дозы излучения увеличенная частота реципрокных транслокаций (определенная в сперматоцитах в мейотической метафазе I). Частота подверженности мышей рецессивным летальным мутациям уменьшалась с увеличением времени после аварии [6.40]. Маловероятно, чтобы радиационно-обусловленная генная мутация оказывала какое-либо отрицательное влияние на популяции при существующих в настоящее время мощностях дозы.

Прогресс в разработке лабораторных методов определения повреждений на молекулярном и хромосомном уровнях начался с самого зарождения генетических исследований задолго до чернобыльской аварии. Достижения в этой области позволили исследователям генетических последствий чернобыльской аварии изучить такие вопросы, которые ранее не поднимались. Наиболее заметный, но и противоречивый вопрос - это частота мутаций в повторных последовательностях ДНК, обозначенная термином "минисателлитные локусы", или расширенные простые tandemные повторы (РПТП). Это повторы последовательностей ДНК, которые распределяются по зародышевой линии и имеют высокую частоту фоновых (спонтанных) мутаций. В настоящее время считается, что РПТП не имеют какой-либо функции, хотя интерес к этому вопросу большой, что отражается в дискуссиях [6.41, 6.42].

Только изредка минисателлитные мутации соотносились с распознаваемыми генетическими заболеваниями [6.43].

Несмотря на то, что лабораторные исследования мутаций в мышиных РПТП-локусах продемонстрировали наличие мутационной реакции на дозу [6.44, 6.45], до сих пор в научной литературе и обзорах ведущих специалистов не представлено каких-либо убедительных данных о повышенных уровнях минисателлитной мутации у растений или животных, находящихся в районах, подвергшихся воздействию чернобыльской аварии. В целом количественная интерпретация данных РПТП затруднена противоречивостью полученных данных, их слабой связью с генетическими заболеваниями и проблемами методологического характера [6.42]. Это та область науки, в которой необходимо провести дополнительные исследования.

## 6.9 ВТОРИЧНЫЕ ЭФФЕКТЫ И СОВРЕМЕННЫЕ УСЛОВИЯ

До аварии большая часть территории вокруг Чернобыля была покрыта 30-40-летним сосновым лесом, что с точки зрения сукцессии представляет собой зрелую, стабильную экосистему. Высокие мощности доз излучения в течение первых нескольких недель после аварии изменили баланс сообщества, погубив чувствительные особи, изменив скорость размножения, разрушив некоторые ресурсы (например, сосновые насаждения), сделав другие ресурсы более доступными (например, почвенную воду) и открыв ниши для иммиграции новых особей. Все эти компоненты – как и многие другие – переплелись в сложной сети действий и ответных реакций, которые изменили популяции и сообщества организмов.

Воздействие ионизирующих излучений является экологическим стрессом, во многом похожим на другие экологические стрессы, такие, как отравление металлами или разрушения, вызываемые лесными пожарами. Если действия такого стрессогенного фактора достаточно, то изменяется организация сообщества, как правило, заменяясь на более раннее сукцессионное состояние. Однако по мере ослабления стресса и по прошествии достаточного времени происходит восстановление, и экосистема вновь приобретает стабильность, стремясь перейти в более зрелое состояние. Изменение многообразия видов, наблюдавшееся в рамках сообществ беспозвоночных животных, о чем сообщалось выше, возможно, представляет собой наиболее наглядный опубликованный пример изме-

нения уровня сообщества и последующего его восстановления после чернобыльской аварии. Гибель сосновых насаждений вблизи чернобыльского реактора и последующее произрастание трав и лиственных деревьев представляют собой яркие и зримые примеры этих изменений.

Распределение по возрасту и полу, многообразие и изобилие видов и общие физиологические условия существования популяций мелких млекопитающих в ЧЗО подобны тем, которые существуют на контрольных площадках на территории Украины [6.46-6.48]. Сообщения о современных генетических условиях у грызунов в ЧЗО противоречивы: например, Шевченко и другие [6.39] обнаружили значительные нарушения сперматогенеза, в то время как Бейкер и другие [6.46] не обнаружили ингибирования репродуктивной функции либо мутаций зародышевой линии клеток.

Помимо воздействия радиационного облучения произошло и иное резкое и радикальное изменение - эвакуация людей из ЧЗО. Население находящегося вблизи чернобыльского реактора города Припять - более 50 000 жителей - было эвакуировано. Сельскохозяйственные работы, лесопользование, охота и рыбная ловля в ЧЗО были прекращены из-за радиоактивного загрязнения продукции. Выполнялись лишь те работы, которые были направлены на смягчение последствий аварии, а также работы по обеспечению жизнедеятельности занятых на очистке работников, включая значительные объемы дорожного строительства.

В течение нескольких лет после аварии на полях еще росли сельскохозяйственные культуры, и многие виды животных, в особенности грызуны и дикие кабаны, поедали урожай с заброшенных полей - зерно, картофель и травы, которые для них являлись дополнительным источником питания. Это преимущество, а также установленный в ЧЗО специальный заповедный режим (например, запрет на охоту) в какой-то степени скомпенсировали отрицательные биологические радиационные эффекты и привели к увеличению популяций диких животных. Вскоре после чернобыльской аварии наблюдался значительный рост популяций охотниче-промышленных животных (диких кабанов, косуль, благородных оленей, лосей, волков, лис, зайцев, бобров и т.д. (рис. 6.7)) и птиц (тетеревов, уток и т.д.) [6.49, 6.50].

Более 400 видов позвоночных животных, включая 67 видов рыбоподобных, 11 видов амфибий, 7 видов рептилий, 251 вид птиц и 73 вида млекопитающих населяют территорию эвакуированного города Припять и его окрестности; более 50 из них относятся к перечню видов, занесенных в Крас-

(a)



(b)



РИС. 6.7. Дикие кабаны а) и волки б), населяющие ЧЗО, не боятся людей благодаря долговременному запрету на охоту (фотографии предоставлены С. Гацаком, 2004 год).

ную книгу Украины и в европейскую Красную книгу. ЧЗО стала ареалом гнездования белохвостых орлов, больших подорликов, филинов, журавлей и черных аистов (рис. 6.8) [6.51].

В пойме реки Припять развитая система мелиоративных осушительных каналов служит местом обитания около ста семей бобров. Признавая ценность брошенных земель вокруг Чернобыля в 1988 году туда ввезли 28 диких лошадей Пржевальского, находящихся под угрозой исчезновения. По прошествии шести лет их количество удвоилось [6.51]. Как в украинской, так и в белорусской частях ЧЗО были созданы государственные радиоэкологические заповедники, в которых соблюдается режим охраны природы.

Как уже неоднократно было отмечено ранее, когда уходит человек, природа расцветает. Это явление характерно для национальных парков США, таких как Йеллоустонский и Гранд-Титон, и в целом



РИС. 6.8. Птенец белохвостого орла, который недавно был обнаружен в ЧЗО. До 1986 года эти редкие хищные птицы почти не встречались в этом районе (фотография предоставлена С. Гащаком, 2004 год).

это же характерно для закрытых площадок министерства энергетики США, куда население не допускалось в течение более пятидесяти лет. Присутствие человека в любой окружающей среде – это всегда нарушение баланса природной биоты. Нормальная сельскохозяйственная деятельность, охота, лесозаготовки, строительство дорог – можно назвать еще множество видов человеческой деятельности – все это дробит, отравляет и в целом подвергает стрессам процессы и механизмы природной окружающей среды. Уход человека смягчает один из наиболее устойчивых и постоянно возрастающих стрессов, испытываемых природными экосистемами.

С другой стороны, отсутствие управления лесным хозяйством и соответствующий рост числа лесных пожаров оказывает значительное воздействие на природные сообщества. После эвакуации населения прекратились вырубка леса и строительство минерализованных огнезащитных полос. Увеличилось количество мертвых деревьев, что создало условия для ускоренного развития болезней леса и размножения вредителей (жуков-сверлильщиков, жуков-короедов и т.п.). В неухаживаемых лесах постепенно увеличилось количество мертвых деревьев и подлеска. Деградация лесов привела к огромным лесным пожарам в течение сухого лета 1992 года, когда площадь выгоревших лесов составила 170 км<sup>2</sup> (т.е. около одной шестой части всех лесных массивов) [6.52].

В отсутствие постоянного проживания человека в течение 20 лет экосистемы вокруг площадки Чернобыльской АЭС процветают. ЧЗО превратилась в заповедник живой природы [6.47] и выглядит, как природный парк, которым она и является.

## 6.10. ВЫВОДЫ И РЕКОМЕНДАЦИИ

### 6.10.1. Выводы

- a) Излучение радионуклидов, выброшенных в окружающую среду в результате чернобыльской аварии, привело к множественным острым неблагоприятным эффектам у биоты в зонах самой большой мощности дозы излучения (т.е. на расстоянии до нескольких десятков километров от точки выброса). Сообщений об острых радиационно-индуцированных эффектах в отношении биоты за пределами ЧЗО не имеется.
- b) Реакция окружающей среды на чернобыльскую аварию представляла собой сложное взаимодействие между дозой излучения, мощностью дозы и их временных и пространственных вариаций, а также радиочувствительностью различных таксонов. У растений и животных наблюдались следующие индивидуальные и популяционные эффекты, вызванные радиационно-индуцированной гибелью клеток:
  - i) повышенная гибель хвойных растений, почвенных беспозвоночных и млекопитающих;
  - ii) уменьшение репродуктивной способности растений и животных;
  - iii) хронические радиационные синдромы у животных (млекопитающих, птиц и т.д.).
- c) Вслед за естественным снижением уровней излучения в результате распада и миграции радионуклидов популяции стали восстанавливаться, преодолевая воздействие острых радиационных эффектов. К началу следующего после аварии вегетационного периода жизнеспособность популяций растений и животных в значительной степени восстановилась в результате комбинированного действия эффектов репродукции и иммиграции. Для реабилитации растений и животных после серьезных радиационно-индуцированных неблагоприятных эффектов понадобилось несколько лет.
- d) Острые радиобиологические эффекты, наблюдавшиеся в зоне чернобыльской аварии, не противоречат радиобиологическим данным,

полученным в ходе экспериментальных исследований или наблюдавшихся в естественных условиях на других подвергшихся воздействию ионизирующего излучения территориях. Таким образом, в основном от облучения страдали быстро развивающиеся клеточные системы, такие, как меристемы растений и личинки насекомых. Было обнаружено, что на уровне организма молодые растения и животные наиболее чувствительны к острым радиационным эффектам.

- e) В течение первых нескольких лет после аварии в растениях и у животных в ЧЗО наблюдались генетические эффекты облучения как в соматических, так и в зародышевых клетках. Продолжают поступать сообщения о различных обусловленных облучением цитогенетических аномалиях, обнаруженных в ходе экспериментальных исследований, проведенных на растениях и животных как в ЧЗО, так и за ее пределами. Неизвестно, имеют ли наблюдаемые цитогенетические аномалии какое-либо отрицательное биологическое значение.
- f) Восстановление подвергшейся воздействию биоты в ЧЗО происходило на фоне доминирующей реакции на прекращение деятельности человека (т.е. прекращение сельскохозяйственной и промышленной деятельности и соответственно прекращение сопутствующего загрязнения окружающей среды в наиболее пострадавшей местности). В результате этого популяции многих растений и животных выросли, и существующие в настоящее время условия окружающей среды оказывают благоприятное воздействие на биоту в ЧЗО.

#### **6.10.2. Рекомендации в отношении будущих исследований**

- a) Для разработки системы защиты окружающей среды от воздействия излучения необходимо провести дополнительные исследования долгосрочного воздействия радиации на популяции растений и животных в ЧЗО. ЧЗО - уникальная в глобальном масштабе территория для проведения радиоэкологических и радиобиологических исследований, которая во всем остальном является обычным образом природной среды.
- b) В частности, исследования воздействия радиационных эффектов на генетическую структуру нескольких поколений популяций растений и

животных могут привести к получению фундаментально новой научной информации.

- c) Существует необходимость разработать стандартизованные методы для реконструкции дозы у биоты, например, в форме унифицированного дозиметрического протокола.

#### **6.10.3. Рекомендации в отношении контрмер и мер по реабилитации окружающей среды**

- a) На основе современных данных в области радиобиологии, в том числе опыта полученного в ЧЗО, следует разработать защитные действия в отношении сельскохозяйственных животных в случае ядерной или радиологической аварии, которые должны быть гармонизированы на международном уровне.
- b) Вероятно, что любые технологические меры реабилитации окружающей среды, направленные на улучшение радиологических условий для растений и животных в ЧЗО, окажут отрицательное воздействие на биоту.

#### **ПЕРЕЧЕНЬ ЛИТЕРАТУРЫ, ИСПОЛЬЗОВАННОЙ В РАЗДЕЛЕ 6**

- [6.1] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Effects of ionising radiation on aquatic organisms and ecosystems. Technical Reports Series No. 172, IAEA, Vienna (1976).
- [6.2] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Assessing the impact of deep sea disposal of low-level radioactive waste on living marine resources. Technical Reports Series No. 288, IAEA, Vienna (1988).
- [6.3] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards, Technical Reports Series No. 332. IAEA, Vienna (1992).
- [6.4] UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, Sources and Effects of Ionizing Radiation. Scientific Annex within 1996 UNSCEAR Report to the General Assembly, NY (1996).
- [6.5] WHICKER, F.W., SCHULTZ, V., Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. CRC Press, Boca Raton, Fl (1982).
- [6.6] WHICKER, F.W., FRALEY, L., Effects of ionizing radiation on terrestrial plant communities. *Adv. Radiat. Biol.* 4: 317–366 (1974).
- [6.7] WHICKER, F.W., Impacts on plant and animal populations. In: *Health Impacts of Large Releases of Radi-*

- onuclides. CIBA Foundation Symposium 203. John Wiley & Sons, NY, pp 74–93 (1997).
- [6.8] SPARROW, A.H., Correlation of nuclear volume and DNA content with higher plant tolerance to chronic radiation. *SCIENCE* 134: 282–284 (1961).
- [6.9] WOODHEAD, D., ZINGER, I., Radiation effects on plants and animals. FASSET Deliverable 4 to the Project “FASSET” Framework for the assessment of Environmental Impact, contract No FIGE-CT-2000-00102. Swedish Radiation Protection Authority (2003).
- [6.10] SAZYKINA, T.G., JAWORSKA, A., BROWN, J.E. (Eds.), Dose-effect relationships for reference (or related) Arctic biota. Deliverable Report 5 for the EPIC project (Contract no. ICA2-CT-200-10032). Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås, 119 p (2003).
- [6.11] REAL, A., SUNDELL-BERGMAN, S., KNOWLES, J. F., WOODHEAD, D. S., ZINGER, I., Effects of ionising radiation exposure on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection. *J. Radiol. Prot.*, 24, A123–A137 (2004).
- [6.12] UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, Sources and Effects of Ionizing Radiation. Scientific Annex J within 2000 UNSCEAR Report to the General Assembly, NY (2000).
- [6.13] PRISTER, B.S., SHEVCHENKO, V.A., KALCHENKO, V.A., Genetic effects of radionuclides on agricultural crops. In: Progress of modern genetics. USSR Academy of Science, Moscow, pp.138–148 (1982).
- [6.14] KRIVOLUTSKY, D., MARTUSHOV, V., RYABTSEV, I., Influence of radioactive contamination on fauna in the area of the Chernobyl NPP during first years after the accident (1986–1988). In: Bioindicators of Radioactive Contamination, Nauka, Moscow, pp. 106–122 (in Russian) (1999).
- [6.15] PRISTER, B.S., LOSCHILOV, N.A., NEMETS, O.F., POYARKOV, V.A., Fundamentals of agricultural radiobiology, 2<sup>nd</sup> Edition, Urozhay, Kiev, 472 p. (in Russian) (1991).
- [6.16] GRODZINSKY, D.M., KOLOMIETS, O.D., KUTLAKHMEDOV, YU.A., Anthropogenic radionuclide anomaly and plants. Lybid, Kiev, 160 p. (in Russian) (1991).
- [6.17] SHEVCHENKO, V.A., ABRAMOV, V.I., KALCHENKO, V.A., et al., Genetic consequences of radioactive contamination of the environment after the Chernobyl accident for populations of plants. *Radiation biology. Radioecology*, 36, pp. 531–545 (1996).
- [6.18] GRODZINSKY, D.N., GUDKOV, I.N., Radibiological effects on plants in the contaminated territory. In: The Chernobyl Exclusion zone. Nat. Acad. of Sci. Ukraine, Kiev, pp.325–377 (2001).
- [6.19] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl Accidents zones. *Sci. Total Environ.* 157: 45–47 (1994).
- [6.20] ARKHIPOV, N.P., KUCHMA, N.D., ASKBRANT, S., PASTERNAK, P.S., MUSICA, V.V., Acute and long-term effects of irradiation on pine (*Pinus Silvestris*) stands post-Chernobyl. *Sci. Total Environ.* 157: 383–386 (1994).
- [6.21] KRYSHEV, I., ALEXAKHIN, R., MAKHONKO, K., et al., Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident. Nuclear Society, Moscow (1992).
- [6.22] KOZUBOV, G., TASKAEV, A., et al., radiation exposure of the coniferous forest in the area exposed to the Chernobyl contamination. Komy Scientific Centre of the Academy of Sciences, Syktyvkar (in Russian) (1990).
- [6.23] KRIVOLUTSKY, D., POKARZHEVSKY, A., Effect of radioactive fallout on soil animal populations in the 30 km zone of the Chernobyl atomic power station. *Sci. Total Environ.*, 112, pp. 69–77 (1992).
- [6.24] BAKRI, A., HEATHER, N., HENDRICHES, J., FERRIS, I., Fifty years of radiation biology in entomology: Lessons learned from IDIDAS. *Annals of the Entomological Society of America*, 98: 1–12 (2005).
- [6.25] PRISTER, B.S., Consequences of the accident at the Chernobyl NPP for agriculture of Ukraine. Center of privatisation and economic reform, v. 20, Kiev, 103 p (in Russian) (1999).
- [6.26] ILYAZOV, R.G., SIROTKIN, A.N., et al., Ecological and radiobiological consequences of the Chernobyl catastrophe for stock-breeding and ways of its overcoming. Ed. by Ilyazov, R.G., Fan, Kazan, 330 p. (in Russian) (2002).
- [6.27] BELOV, A.D., KIRSHIN, V.A., Veterinary radiobiology. M: Atomizdat, 287 p. (in Russian) (1987).
- [6.28] ASTASHEVA, N.P., LAZAREV, N.M., KHRAMTSOVA, L.K., et al., Influence of radiation released during the Chernobyl NPP accident on clinical and physiological status of agricultural animals. In: Problems of agricultural radiobiology. UIAR, Kiev, pp.176–180 (in Russian) (1991).
- [6.29] TASKAEV, A., TESTOV, B., Number and reproduction of mouse-like rodents in the Chernobyl Accident area. In: Bioindicators of Radioactive Contamination, Nauka, Moscow, pp. 200-205 (in Russian) (1999).
- [6.30] KRYSHEV, I., Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl Accident. *J. Environ. Radioact.*, 227, pp.207–219 (1995).
- [6.31] RYABOV, I.N., Effect of radioactive contamination on hydrobionts within the thirty-kilometer zone of the Chernobyl NPP. *Radiobiologiya*, 32: 662–667 (in Russian) (1992).
- [6.32] PECHKURENKOV, V.L., The influence of the Chernobyl disaster on fish populations in a cooling pond. *Radiobiologiya* 31: 704–708 (in Russian) (1991).
- [6.33] COPPLESTONE, D., ZINGER, I., JACKSON, D., The challenge of protecting non-human biota from exposure to ionising radiation. In: SRP 40<sup>th</sup> Anniversary Meeting: ALARP: Principles and Practices, St. Catherine's College, Oxford (2003).

- [6.34] KOZUBOV, G.M., TASKAEV, A.I., Radiobiological and radioecological investigations of woody plants. St. Peterburg: Nauka, 256 p (in Russian) (1994).
- [6.35] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., SIDOROV, V.P., Forests and forestry: radiation protection measures with special reference to the Chernobyl Accident zone. *Sci. Total Environ.* 137: 289–305 (1993).
- [6.36] GERASKIN, S.A., DIKAREV, V.G., ZYABLITS-KAYA, E.YA., OUDALOVA, A.A., SPIRIN, E.V., ALEXAKHIN, R.M., Genetic consequences of radioactive contamination by the Chernobyl fallout to agricultural crops. *J. Environ. Radioact.* 66: 155–169 (2003).
- [6.37] ABRAMOV, V.I., FEDORENKO, O.M., SHEVCHENKO, V.A., Genetic consequences of radioactive contamination for populations of *Arabidopsis*. *Sci. Total Environ.* 112: 19–28 (1992).
- [6.38] ZAINULLIN, V.G., SHEVCHENKO, V.A., MYASNYANKINA, E.N., GENERALOVA, M.V., RAKIN, A.O., The mutation frequency of *Drosophila melanogaster* populations living under conditions of increased background radiation due to the Chernobyl Accident. *Sci. Total Environ.* 112: 37–44 (1992).
- [6.39] SHEVCHENKO, V.A., POMERANTSEVA, M.D., RAMAIYA, L.K., et al., Genetic disorders in mice exposed to radiation in the vicinity of the Chernobyl nuclear power station. *Sci. Total Environ.* 112: 45–56 (1992).
- [6.40] POMERANTSEVA, M.D., RAMAIYA, L.K., CHEKHOVICH, A.V., Genetic disorders in house mouse germ cells after the Chernobyl catastrophe. *Mutat. Res.* 381: 97–103 (1997).
- [6.41] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Biological effects after prenatal Irradiation (Embryo and Fetus), ICRP Publication 90, Annals of the ICRP, 33 Nos. 1–2 (2003).
- [6.42] CERRIE, Report of the Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters. [www.cerrie.org](http://www.cerrie.org). ISBN 0-85951-545-1, London (2004).
- [6.43] BRIDGES, B.A., Radiation and germline mutations at repeat sequences: are we in the middle of a paradigm shift? *Radiat. Res.* 156: 631–641 (2001).
- [6.44] FAN, Y.J., WNAG, Z., SADAMOTO, S., NINOMIYA, Y., KOTOMURA, N., KAMIYA, K., DHI, K., KOMIANAMI, R., NIWA, O., Dose response of a radiation induction of a germline mutation at hyper variable mouse minisatellite locus. *Int. J. Radiat. Biol.* 68: 177–183 (1995).
- [6.45] DUBROVA, Y.E., PLUMB, M., BROWN, J., FENNELLY, J., BOIS, P., GOODHEAD, D., State specificity, dose response, and doubling dose for mouse minisatellite germ-line mutation induced by acute radiation. *Proc. Natl. Acad. Sci USA* 95: 6251–6265 (1998).
- [6.46] BAKER, R.J., HAMILTON, M.J., VAN DEN BLUSSCHE, R.A., WIGGINS, L.E., SUGG, D.W., SMITH, M.H., LOMAKIN, M.D., GASCHAK, S.P., BUNDOVA, E.G., RUDENSKAYA, G.A., CHESSER, R.K., Small mammals from the most radioactive sites near the Chernobyl nuclear power plant. *J. Mammology* 77: 155–170 (1996).
- [6.47] BAKER, R.J., CHESSER, R.K., The Chernobyl nuclear disaster and subsequent creation of a wildlife preserve. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1231–1232 (2000).
- [6.48] JACKSON, D., COPPLESTONE, D., STONE, D.M., Effects of chronic radiation exposure on small mammals in the Chernobyl Exclusion Zone. *Nuclear Energy*, 43 (5) 281–287 (2004).
- [6.49] GAICHENKO, V.A., KRYZHANOVSKY, V.I., STOVBCHATY, V.N., et al., Ecological situation in the 30 km zone of Chernobyl NPP and its alteration over last 3 post-accidental years. In: Reports of the Second All-Union scientific and technical meeting on the results of elimination of consequences of the accident at the Chernobyl NPP. Chernobyl, 6 (3): 4–11 (in Russian) (1990).
- [6.50] SUSCHENYA L.M., et al., (Eds.), Animal kingdom in the accident zone of Chernobyl NPP. Minsk: Navuka i technika, 263 p. (in Russian) (1995).
- [6.51] GASCHAK, S.P., ZALISSKY, A.A., VISHNEVSKY, D.A., et al., Fauna of vertebrates in the Chernobyl zone of Ukraine. Preprint of the International Chernobyl center for nuclear safety, radioactive waste and radioecology, Slavutych, 80 p (in Ukrainian) (2002).
- [6.52] FRANTSEVICH, L.I., DIDUKH, YA.P., et al., Secondary ecological changes associated with resettlement of population. In: The Chernobyl Disaster, ed. by Barjakhtar, V.G., Naukova Dumka, Kiev, pp.335–340 (in Ukrainian) (1995).

## 7. ДЕМОНТАЖ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО УКРЫТИЯ: ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ И ОБРАЩЕНИЕ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ

Разрушение четвертого энергоблока Чернобыльской АЭС привело к радиоактивному загрязнению и образованию радиоактивных<sup>3</sup> отходов в самом блоке, на площадке Чернобыльской АЭС и на близлежащей территории (которая в дальнейшем именуется ЧЗО - чернобыльская зона отчуждения). Будущее развитие ЧЗО зависит от стратегии преобразования четвертого энергоблока в экологически безопасную систему (т.е. разработку нового безопасного конфайнмента НБК, демонтаж существующего Укрытия, удаление топливосодержащих масс (ТСМ) и, в конечном счете, полный вывод из эксплуатации реакторной площадки).

В частности, долговременная стратегия в отношении четвертого энергоблока предусматривает осуществление концепции НБК для того, чтобы накрыть ненадежное Укрытие, а также провести работы по обращению с радиоактивными отходами на площадке Чернобыльской АЭС и в ЧЗО. В настоящее время блоки 1, 2 и 3 (реакторы РБМК мощностью 1000 МВт) остановлены в ожидании вывода из эксплуатации; работы на еще двух реакторах (блоки 5 и 6), строительство которых было близко к завершению, после аварии в 1986 году были прекращены.

В настоящем разделе описывается нынешнее состояние блока 4 и существующие и будущие связанные с ним экологические проблемы, а также обращение с радиоактивными отходами, находящимися после аварии на площадке Чернобыльской АЭС и в ЧЗО.

### 7.1. НЫНЕШНЕЕ СОСТОЯНИЕ И БУДУЩИЕ ПЛАНЫ В ОТНОШЕНИИ БЛОКА 4 И УКРЫТИЯ

#### 7.1.1. Блок 4 Чернобыльской АЭС после аварии

В ходе аварии 1986 года малая часть ядерного топлива (3,5% по прошлым оценкам [7.1] или 1,5% в

<sup>3</sup> В радиоактивные отходы в ЧЗО не входят отходы, связанные со снятием с эксплуатации блоков 1, 2 и 3 Чернобыльской атомной электростанции.

соответствии с последними оценками [7.2.]) и значительная часть летучих радионуклидов (см. раздел 3.1) были выброшены из поврежденного блока 4. Остальная часть поврежденного ядерного топлива, более 95% массы топлива на момент аварии, т.е. 180 т, осталась в разрушенном реакторе [7.1]. Неопределенности в этих оценках обсуждаются в разделе 7.1.5.

Первые меры, принятые после аварии в целях борьбы с пожаром и выбросами радионуклидов, заключались в сбрасывании материалов-поглотителей нейтронов и материалов для подавления огня в кратер, образовавшийся в результате разрушения реактора [7.1] (см. рис. 7.1). Общее количество сброшенных на реактор материалов составляло около 5000 т, в том числе около 40 т боросодержащих материалов, 2400 т свинца, 1800 т песка и глины и 600 т доломита, а также фосфат натрия и жидкие полимеры [7.1].

На площадке Чернобыльской АЭС в середине мая 1986 года наблюдались высокие мощности дозы излучения и высокие концентрации радионуклидов в воздухе, вызванные относительно равномерным загрязнением территории мелкодиспергированным ядерным топливом и аэрозолями короткоживущих радионуклидов, а также наличием распыленных частиц или фрагментов ядерного топлива. Эти фрагменты представляли собой отдельные и неоднородные частицы, состоящие из материала активной зоны реактора, конструкционных материалов реактора и графита.

После аварии обломки разрушенного здания реактора были собраны наряду с фрагментами активной зоны реактора и т.п., а также с поверхностным слоем почвы. Тысячи кубических метров радиоактивных отходов, образовавшихся в результате этих работ, были захоронены в пионерной стене и каскадной стене. Возведение стен вокруг поврежденного реактора позволило уменьшить мощность дозы излучения в 10-20 раз [7.3]. Возведение пионерной и каскадной стен и значительное сокращение уровней излучения позволили построить Укрытие.

Укрытие, которое было предназначено для предотвращения воздействия поврежденного реак-



РИС. 7.1. Разрушенный реактор после аварии в 1986 году.

тора на окружающую среду, было построено в чрезвычайно короткие сроки с мая по ноябрь 1986 года в условиях мощного радиационного облучения персонала. Меры, принятые в целях экономии времени и затрат во время строительства, а также высокие мощности доз излучения внутри конструкции привели к отсутствию надежных и всеобъемлющих данных о стабильности поврежденных старых конструкций, к необходимости применения методов дистанционного управления при бетонировании и к невозможности в некоторых конкретных ситуациях вести сварочные работы.

### 7.1.2. Нынешнее состояние поврежденного блока 4 и Укрытия

Укрытие [7.4] было возведено с применением стальных балок и пластин в качестве конструкционных элементов. Его фундамент опирается на некоторые точки оригинальных конструкционных элементов блока 4, конструкционная целостность которого после аварии недостаточно хорошо известна. В других точках Укрытие опирается на обломки, оставшиеся после аварии. Поэтому способность Укрытия противостоять таким природ-

ным явлениям, как землетрясения и торнадо, известна лишь с большой степенью неопределенности. Помимо неопределенностей в отношении конструкционной стабильности во время строительства Укрытия, прочность его конструкционных элементов уменьшилась в результате вызванной влагой коррозии в течение 20 лет после аварии.

На поверхности Укрытия имеется около  $1000 \text{ м}^2$  отверстий. Через эти отверстия ежегодно сквозь радиоактивные обломки проходят около  $2000 \text{ м}^3$  осадков, которые в конечном счете сливаются в помещения нижнего уровня блока 4 (см. рис. 7.2) [7.5]. Годовые объемы конденсата в блоке 4 составляют около  $1650 \text{ м}^3$  и  $180 \text{ м}^3/\text{год}$  - остатки от периодически распыляемой жидкости для пылеподавления. Вся эта вода проходит сквозь обломки блока 4 и собирается в подвальных помещениях. Эта вода загрязнена  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и трансурановыми элементами, в результате чего средние концентрации  $^{137}\text{Cs}$  составляют  $1,6 \times 10^{10} \text{ Бк}/\text{м}^3$ ,  $^{90}\text{Sr} - 2 \times 10^9 \text{ Бк}/\text{м}^3$ ,  $1,5 \times 10^5 \text{ Бк}/\text{м}^3$  плутонию и 6 мг/л урана. Ежегодно около  $2100 \text{ м}^3$  собравшейся воды испаряется, а около  $1300 \text{ м}^3$  просачивается сквозь фундамент в грунт под блоком 4 [7.6]. Существующая в настоящее время на Чернобыльской АЭС сис-



РИС. 7.2. Отверстие в крыше Укрытия, через которое проникают атмосферные дождевые осадки.



РИС. 7.3. Реакторный зал блока 4 после аварии.

тема обращения с радиоактивными отходами не может перерабатывать жидкие радиоактивные отходы, содержащие трансурановые элементы.

Существующие внутри блока 4 (рис. 7.3) условия являются опасными и представляют значительный риск для работников и окружающей среды. Внутри Укрытия средняя мощность дозы облучения составляет от 2  $\mu\text{Зв/ч}$  до 0,1 Зв/ч [7.5]. В настоящее время дозы профессионального облучения при рабо-

те на блоке 4 контролируются таким образом, чтобы не они превышали годовой максимально допустимой дозы облучения 20 мЗв [7.7].

При работах внутри Укрытия блок 4 вентилируется через оснащенную датчиками вентиляционную трубу над реакторным залом. Как правило, содержание радионуклидов в нефильтрованном выбрасываемом воздухе находится ниже величин, разрешенных для сброса в атмосферу, а существующая система фильтрации используется лишь тогда, когда содержание радионуклидов в сбрасываемом воздухе приближается к значениям разрешенных пределов сбросов. Вентиляционная система зонирована таким образом, что наружный воздух проходит последовательно через помещения с возрастающим уровнем загрязнения.

Блок 4 и соответствующие каскадные стены имеют скопления топливосодержащих масс (TCM), включая большие обломки активной зоны, которые, возможно, могут при затоплении привести к возникновению критичности. Такая авария с возникновением критичности считается маловероятной, однако в случае возникновения критичности это может привести к облучению работающих внутри блока 4 сотрудников дозой внешнего излучения всего лишь в несколько миллизиверт, поскольку работники избегают работать в зонах, в которых существует риск возникновения критичности. Было установлено, что в этом случае не будет каких-либо серьезных последствий как внутри ЧЗО, так и за её пределами [7.5, 7.8, 7.9].

В последние годы осуществляется ряд работ с целью стабилизации конструкций и улучшения условий в Укрытии. В число таких работ входят: ремонт фундамента объединенной вентиляционной трубы блоков 3 и 4 и установка распорок; укрепление балок В1 и В2 (рис. 7.4); совершенствование системы физической защиты и системы контроля доступа; разработка интегрированной автоматической системы контроля (контроль состояния строительных конструкций, контроль сейсмичности, контроль ядерной безопасности и радиационный контроль); модернизация системы пылеподавления; и дополнительное укрепление конструкций. В Укрытии были установлены компьютеризированные системы управления [7.9] для мониторинга гаммаизлучения, нейтронного потока, теплового потока, концентрации водорода, оксида углерода и влажности воздуха, механической прочности конструкций и т.п. Эти работы были выполнены при значительной поддержке Украины и стран-доноров<sup>4</sup>.

Величина и значимость возможных будущих выбросов радионуклидов из Укрытия (в случае его

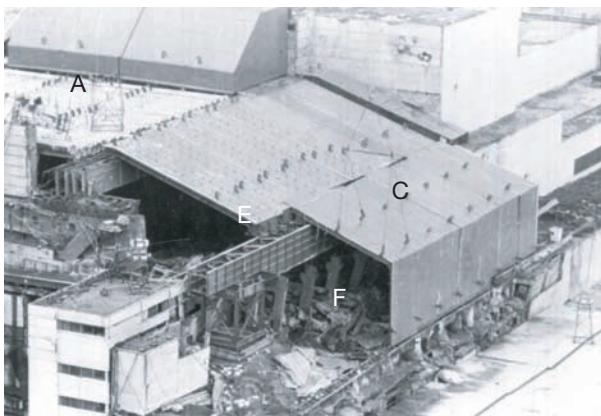


РИС. 7.4. Основные конструкционные элементы чернобыльского Укрытия: A) трубный накат; B) южные панели; C) южные щиты-“ключи”; D) балки B1/B2; E) балка “Мамонт”; F) балка “Осьминог”.

обрушения) в большой степени зависит от радиологических и физико-химических свойств радиоактивных материалов, включая пыль, которая может подняться в какой-либо зоне внутри Укрытия. Теперь, спустя 20 лет после аварии, пыль проникла в бетонные стены, полы и потолки и она находится в воздухе в виде аэрозолей. Таким образом, в некоторых помещениях Укрытия топливосодержащая пыль стала основным источником радиационной опасности. Результаты исследований [7.5, 7.10] показали, что типичный размер этих частиц (медианный по активности аэродинамический диаметр) составляет от 1 до 10  $\mu\text{m}$ . Поэтому ожидается, что большая часть материала находится в пригодном для вдыхания виде, что повышает опасность его ингаляционного поступления. Потенциал ингаляционной опасности также увеличивается за счет возможных вихрей, которые могут возникнуть в случае обрушения крыши Укрытия.

Обрушение Укрытия могло бы также сильно затруднить продолжение послеаварийных ремонтно-восстановительных работ, а поднявшееся в результате облако радиоактивной пыли повлекло бы серьезные экологические последствия. Дальнейший анализ выброса в окружающую среду более подроб-

но рассматривает характеристики радиоактивного выброса, содержащегося в предполагаемом облаке пыли, которое возникло бы в случае обрушения Укрытия. Различные исследования по-разному описывают характеристики возможного радиоактивного выброса в окружающую среду, причем оценка объема состоящей из макрочастиц пыли колеблется от 500 до 2000 кг, в котором может содержаться от 8 до 50 кг мелкодиспергированного ядерного топлива. вне зависимости от предполагаемых характеристик радиоактивного выброса, ожидается, что весь материал, который может подняться в атмосферу в результате обрушения Укрытия, осядет в пределах ЧЗО [7.11, 7.12].

Еще одна проблема в отношении ТСМ - это возможность их переноса в подземные воды вместе со скопившейся в Укрытии водой. Возможность ТСМ растворяться в скопившейся воде была подтверждена тем, что на поверхности отвердевших потоков топливной лавы в блоке 4 были обнаружены ярко-желтые пятна и обесцвеченные частицы ТСМ [7.3]; последующий анализ также подтвердил наличие растворимых урансодержащих веществ. До недавнего времени полагали, что ТСМ представляет собой стеклообразную массу, очень устойчивую к растворению. Считалось, что вероятность выщелачивания радионуклидов из ТСМ, равно как и вероятность того, что мобильные радионуклиды типа  $^{90}\text{Sr}$  будут мигрировать и достигать реки Припять, очень мала [7.9]. Неизвестно, насколько велика ожидаемая значимость этого явления, поэтому важно обеспечить мониторинг развития ситуации с подземными водами в самом Укрытии и вокруг него.

Дополнительные исследования уровня подземных вод показали, что за последние несколько лет он поднялся на 1,5 м и в настоящее время находится на расстоянии 4 м от уровня земли, причем вероятно, что он продолжает подниматься. Считается, что это произошло из-за строительства подземной стены длиной 3,5 км и глубиной 35 м вокруг блока 4, которая предназначалась для защиты Киевского водохранилища от возможного загрязнения через подземные воды [7.9].

Главная потенциальная опасность, связанная с Укрытием – это возможное обрушение его верхних конструкций и выброс радиоактивной пыли в окружающую среду; именно поэтому под крышей Укрытия была установлена система пылеподавления, которая периодически распыливает пылеподавляющие растворы и растворы для фиксации пыли. Система находится в эксплуатации с 1990 года, и в течение этого времени было распылено более 1000 т пылеподавляющих растворов.

<sup>4</sup> В число стран-доноров Чернобыльского фонда «Укрытие» входят Австрия, Бельгия, Канада, Дания, Европейское Сообщество, Финляндия, Франция, Германия, Греция, Ирландия, Италия, Кувейт, Люксембург, Нидерланды, Норвегия, Польша, Испания, Швеция, Швейцария, Украина, Великобритания и США. В число дополнительных стран-доноров Фонда вошли: Исландия, Израиль, Республика Корея, Португалия, Словакия и Словения.

### 7.1.3. Долгосрочная стратегия в отношении Укрытия и нового безопасного конфайнмента

Уже принятые некоторые меры для предотвращения обрушения Укрытия и планируется осуществление дополнительных мер для упрочнения неустойчивых конструкций Укрытия и продления их срока службы с 15 до 40 лет [7. 13]. Кроме того, планируется, что в качестве долговременного решения НБК перекроет существующее Укрытие (см. рис. 7.5). Правительство Украины поддерживает концепцию создания многофункционального сооружения со сроком службы минимум 100 лет. Это сооружение должно уменьшить вероятность обрушения Укрытия, уменьшить последствия обрушения Укрытия, повысить уровень ядерной безопасности, улучшить безопасность труда и экологическую безопасность и превратить блок 4 в экологически безопасную площадку. Считается, что строительство НБК позволит произвести демонтаж существующего Укрытия, удалить из блока 4 ТСМ и осуществить окончательный вывод реактора из эксплуатации.

Пока еще не определены конкретные аспекты, касающиеся строительства и эксплуатации НБК, в частности, вопросы проведения техобслуживания и профилактических ремонтов в долгосрочной перспективе. Важно отметить, что проект НБК основывается на нынешних планах по удалению ТСМ, что, в свою очередь, зависит от наличия примерно через 50 лет глубокого геологического хранилища для окончательного захоронения [7.13]. Такой длительный период бездействия может привести к нехватке высококвалифицированных специалистов, которые

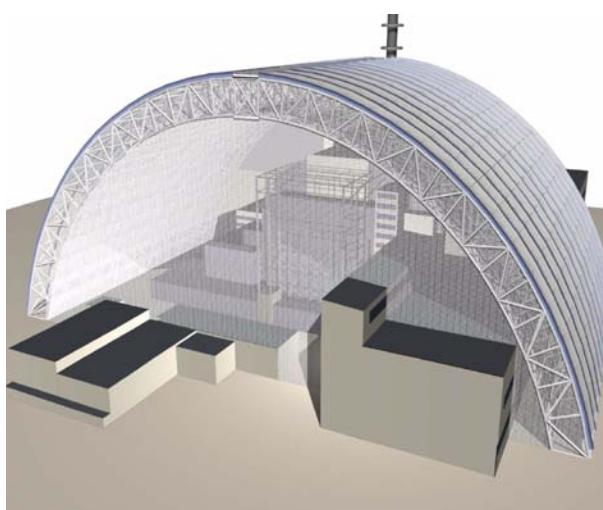


РИС. 7.5. Планируемый новый безопасный конфайнмент (НБК).

требуются для безопасного удаления и захоронения ТСМ. Соответственно, есть все основания удалить ТСМ и конструкционные материалы как можно скорее после завершения строительства НБК.

### 7.1.4. Экологические аспекты

#### 7.1.4.1. Современное состояние Укрытия

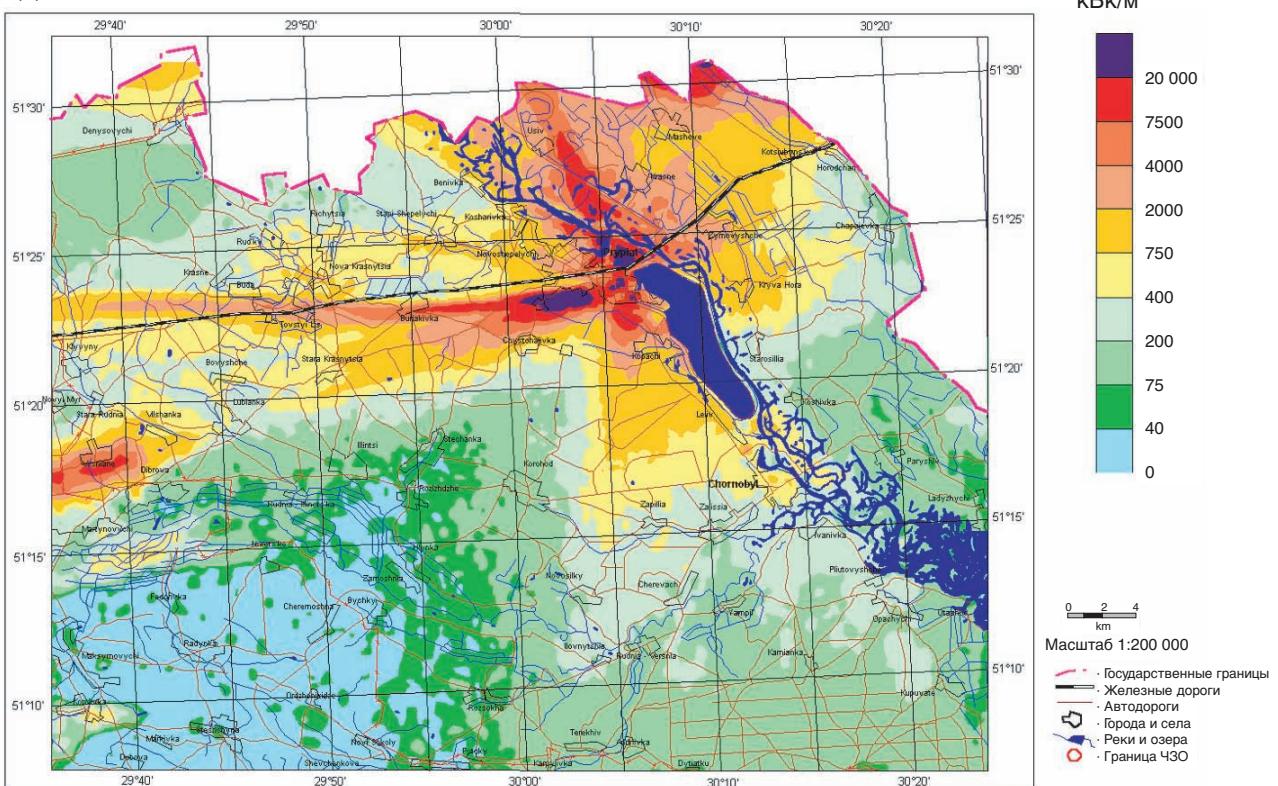
В настоящее время загрязнение окружающей среды на площадке Чернобыльской АЭС обусловлено первоначальным радиоактивным загрязнением территории в результате аварийного выброса в 1986 году, штатными сбросами радионуклидов через вентиляционную систему Укрытия, а также инженерно-техническими работами и другими видами деятельности, осуществлямыми в ЧЗО. Радионуклиды, обеспечивающие основной вклад в дозу в ЧЗО вокруг площадки Чернобыльской АЭС – это  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  (см. также раздел 3); распределение этих радионуклидов показано на рис. 7.6 [7.2].

#### 7.1.4.2. Воздействие на воздух

Считается, что в настоящее время существуют два основных источника выброса аэрозолей в атмосферу из Укрытия: контролируемые выбросы из центрального зала блока 4 в атмосферу через вытяжную вентиляционную систему и вентиляционную трубу № 2 и неконтролируемые выбросы через неплотности в крыше и стенах. Через вентиляционную трубу № 2 ежегодно выбрасывается 4-10 ГБк, что во много раз ниже установленного регулирующими документами предела 90 ГБк/год [7.9]. Величина неконтролируемых выбросов зависит от расположения и площади отверстий в ограждающих внешних конструкциях и расхода воздушного потока через них, что зависит от многих факторов, таких как температура, барометрическое давление, влажность, скорость ветра и его направление.

В результате этого воздух в непосредственной близости от Укрытия содержит мелкодиспергированные частицы топлива с концентрацией  $^{137}\text{Cs}$  до 40 мБк/м<sup>3</sup> на расстоянии до 1 км и 2 мБк/м<sup>3</sup> на расстоянии около 3 км от Укрытия. Аэрозольные частицы имеют радиоактивный состав подобный составу топлива; основными бета-излучателями являются  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , в то время как альфа-излучатели представлены в основном плутонием и  $^{241}\text{Am}$ . Индивидуальные дозы ингаляционного поступления за пределами Укрытия являются результатом комбинации продолжающихся выбросов из Укрытия и повторно взвешенного материала, первоначально

(a)



(b)

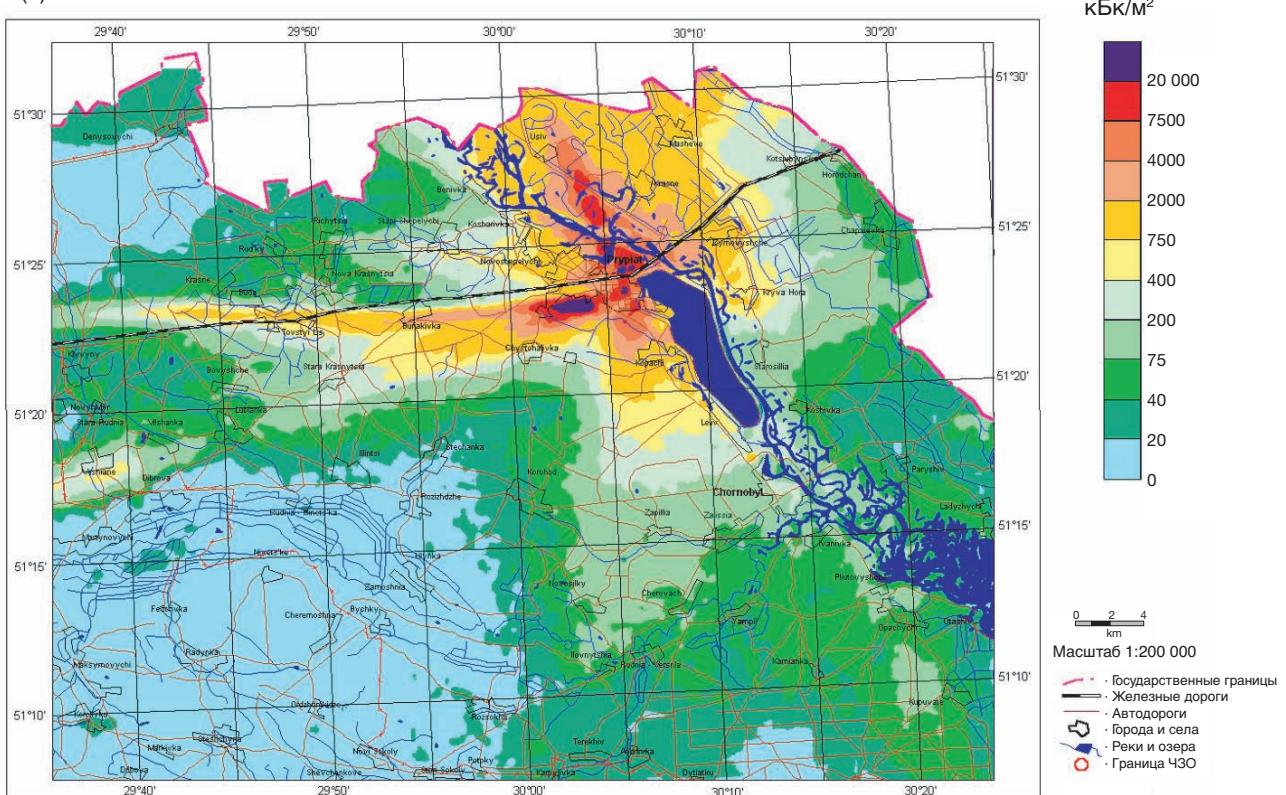
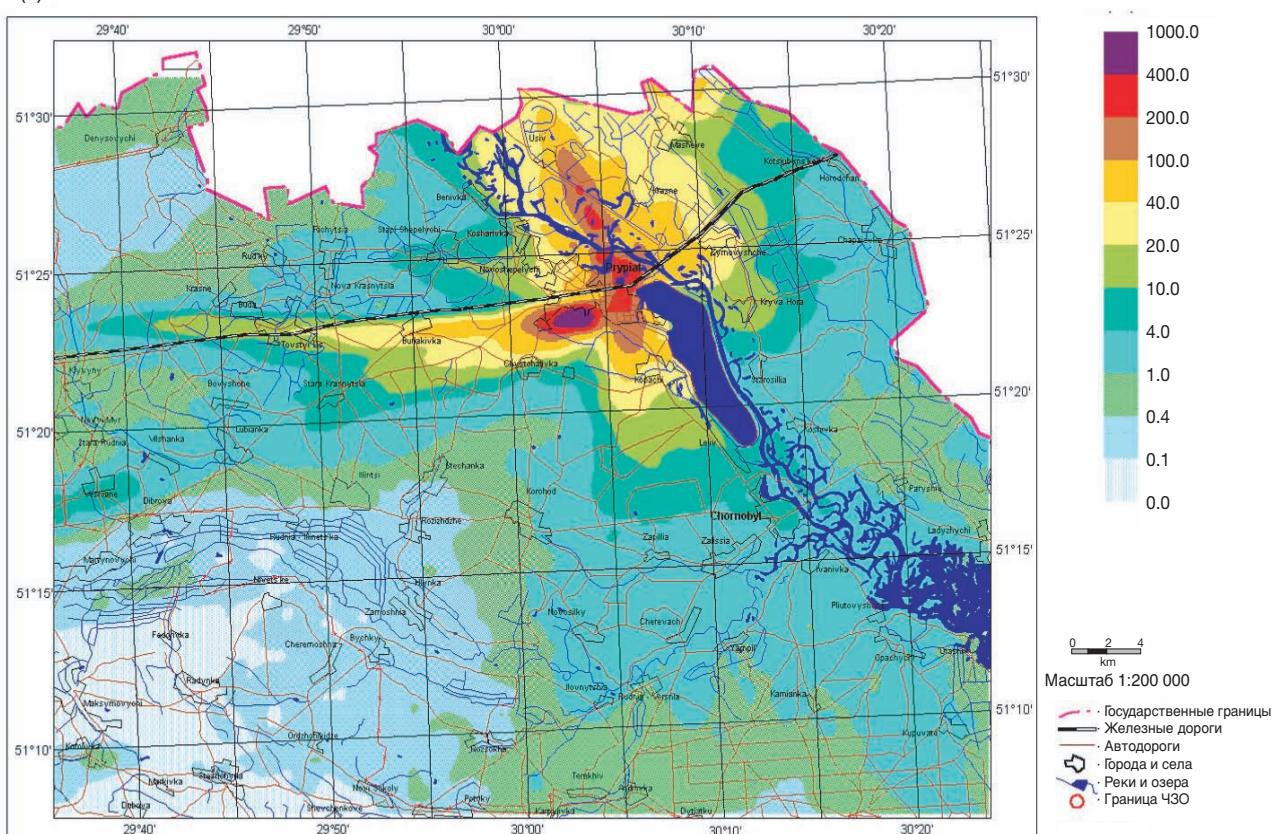
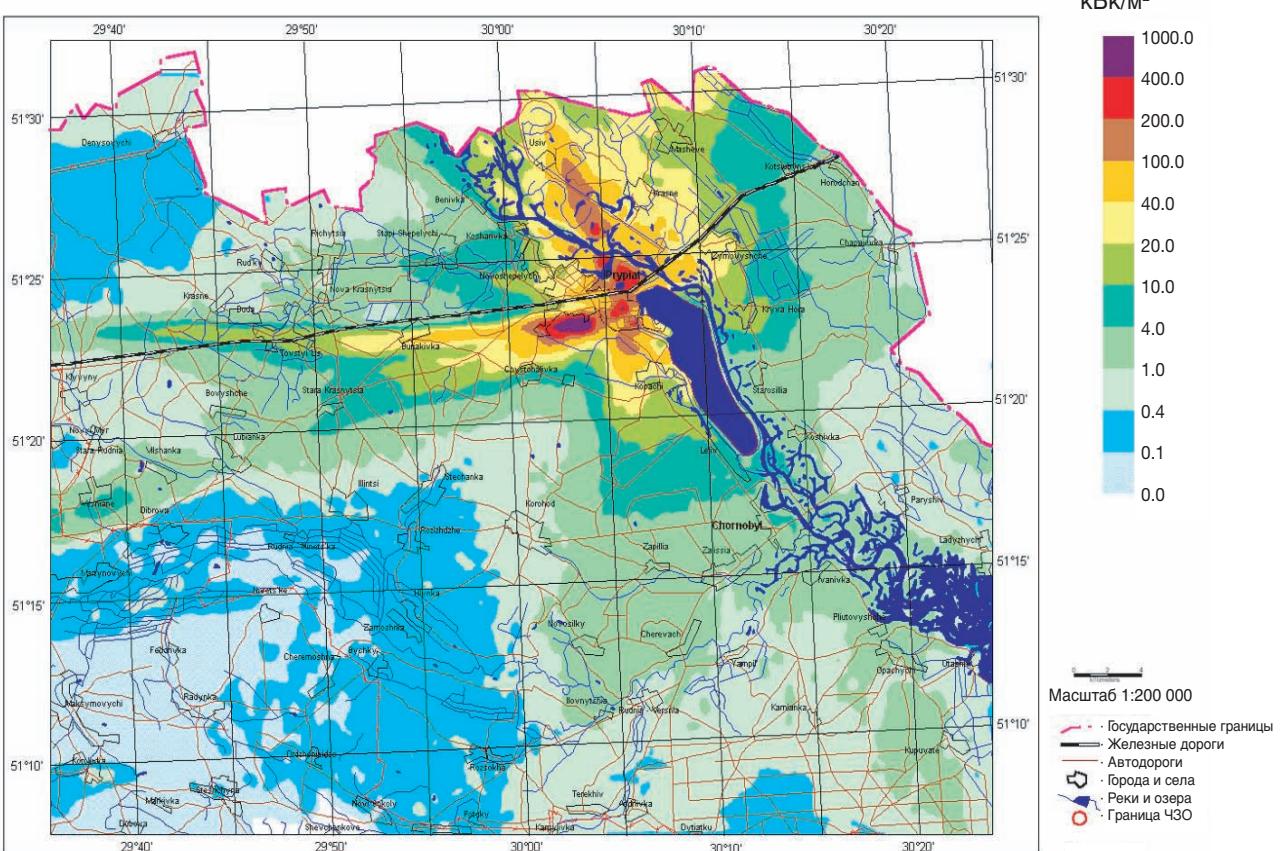


РИС. 7.6. Загрязнение поверхности радиоактивными выпадениями осадков в ЧЗО [7.2]. а)  $^{137}\text{Cs}$  в почвах ЧЗО в 1997 году ( $\text{kBk/m}^2$ ); б)  $^{90}\text{Sr}$  в почвах ЧЗО в 1997 году ( $\text{kBk/m}^2$ ); в)  $^{241}\text{Am}$  в почвах ЧЗО в 2000 году ( $\text{kBk/m}^2$ ); г)  $^{239,240}\text{Pu}$  в почвах ЧЗО в 2000 году ( $\text{kBk/m}^2$ ).

(c)



(d)



выброшенного в ходе аварии. Если бы кому-либо (работнику) пришлось провести целый год вблизи Укрытия, то, как показывают недавние оценки ингаляционных доз, выбросы из Укрытия привели бы к годовой дозе около 0,5 мЗв, а на расстоянии более 10 км от Укрытия эта доза облучения уменьшилась бы до 0,0002-0,0005 мЗв. Ингаляционные дозы в результате продолжающихся выбросов из Укрытия за пределами ЧЗО значительно ниже пределов дозы для населения [7.7].

#### 7.1.4.3. Воздействие на поверхностные воды

Средние концентрации радионуклидов в поверхностных водоемах уменьшаются. Например, в 2003 году в реке Припять наблюдались концентрации 0,05 (максимум 0,12) Бк/л по  $^{137}\text{Cs}$  и 0,15 (максимум 0,35) Бк/л по  $^{90}\text{Sr}$  [7.15]. Основным источником радионуклидов в реках в ЧЗО во время межени и паводка продолжают оставаться стоки из водосборных бассейнов рек, находящихся за пределами самой территории Чернобыльской АЭС, просачивающаяся вода из водоема-охладителя Чернобыльской АЭС и вода старых мелиоративных систем, находящихся на сильно загрязненных территориях. В течение зимы и в межень потоки радионуклидов из местных подземных вод составляют большую часть радионуклидов, мигрирующих в реку Припять с этой территории. Однако величина потоков радионуклидов из всех подземных вод в поверхностные воды все еще относительно мала, и, как было определено [7.15], вклад загрязненных потоков подземных вод из-под временных хранилищ радиоактивных отходов и площадки Укрытия составляет около 3-10% от годовой миграции радионуклидов из ЧЗО в речную систему Припять-Днепр (см. также раздел 3.5).

#### 7.1.4.4. Воздействие на подземные воды

Поверхностное загрязнение вокруг площадки Чернобыльской АЭС является причиной загрязнения подземных вод, причем уровни в них  $^{90}\text{Sr}$  составляют 100-1000 Бк/м<sup>3</sup>, а  $^{137}\text{Cs}$  – 10-100 Бк/м<sup>3</sup>. Загрязнение подземных вод радионуклидами на площадке Укрытия значительно выше. Последние исследования полагают, что основными источниками радионуклидов в подземных водах является вода, собирающаяся в подземных помещениях блока 4 (в результате выпадения осадков), скопление подземных вод около пионерной стены (из-за отсутствия дренажной системы) и другая вода, просачивающаяся с площадки атомной электростанции.

В некоторых местах концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в приповерхностных горизонтах подземных вод вблизи Укрытия достигает величины 100 Бк/л и даже 3000-5000 Бк/л. Однако на большей части площадки Укрытия концентрация  $^{137}\text{Cs}$  более-менее равномерна и находится в пределах 1-10 Бк/л. Типичные концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в подземных водах вокруг площадки Укрытия находятся в диапазоне от 2 до 160 Бк/л, причем максимальные концентрации, наблюдавшиеся в течение последних пяти лет, находились в пределах от 1000 до 3000 Бк/л. Оценочные концентрации трансурановых элементов в подземных водах на этой территории также изменяются в широких пределах: от 0,003 до 3-6 Бк/л для  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  и от 0,001 до 8-10 Бк/л для  $^{241}\text{Am}$  [7.16, 7.17].

#### 7.1.4.5. Воздействие обрушения Укрытия в случае отсутствия нового безопасного конфайнмента

В связи с опасениями относительно долговременной прочности Укрытия были произведены оценки вероятности его обрушения. В зависимости от рассматриваемых механизмов вероятность колебалась от 0,001 до 0,1 случая/год [7.5, 7.18], и поэтому анализ (на основе изложенного в работе [7.6]) потенциального воздействия обрушения Укрытия был выполнен для сценариев при отсутствии и при наличии НБК.

##### а) Воздействие на воздух

Обрушение Укрытия может привести к образованию большого облака мелкой пыли (до 500-2000 кг), содержащей 8-50 кг частиц ядерного топлива с активностью около  $1,6 \times 10^{13}$  Бк. Это может привести к дополнительной годовой ингаляционной дозе до 0,4 Зв вблизи Укрытия. Расчетные годовые дозы за пределами ЧЗО могут достичь 2 мЗв [7.6], что превысит установленные пределы доз для населения в Украине [7.7].

В границах ЧЗО выпадение радионуклидов в результате такого обрушения составит - во всех случаях - малую часть существующего уровня загрязнения, вызванного чернобыльской аварией как таковой. Типичные результаты показаны на рис. 7.7 [7.8]. Самое высокое относительное увеличение загрязнения почвы произойдет в том случае, если ветер сдует факел пыли от обрушения Укрытия в юго-западном направлении, т.е. на территорию, которая меньше остальных пострадала от самой ава-

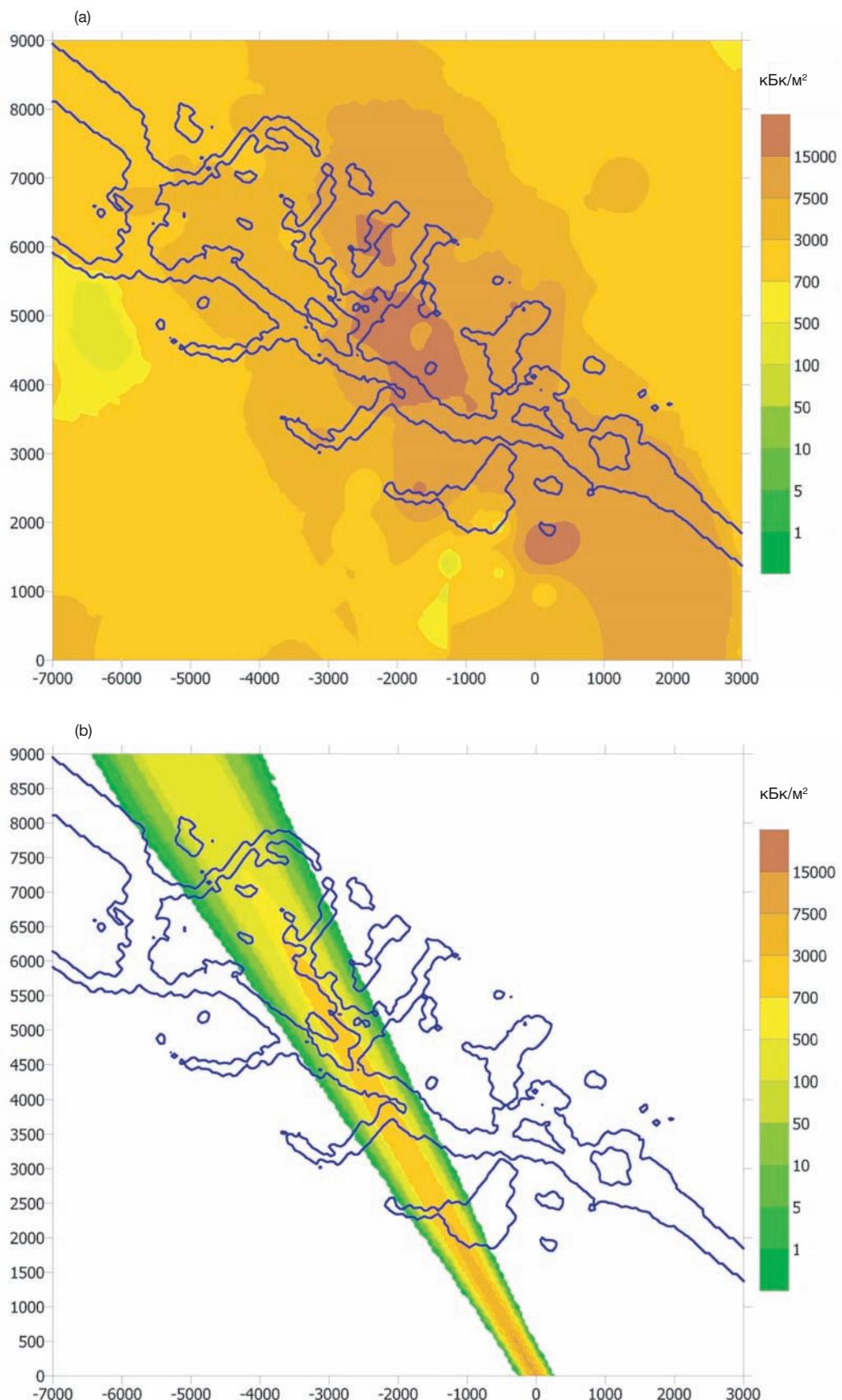


РИС. 7.7. Плотность выпадения стронция-90 в результате чернобыльской аварии а) вверх по течению от Яновского моста, 1999 год, и б) прогноз в случае обрушения Укрытия [7.6]. Расстояние от Укрытия отложено на обеих осях.

рии. В этом случае дополнительное выпадение радионуклидов может добавить около 10% к существующим уровням загрязнения почвы. За пределами ЧЗО на расстоянии 50 км от укрытия величина дополнительного поверхностного загрязнения от обрушения Укрытия составит от нескольких до 10% по  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{238,239,240}\text{Pu}$ .

b) Воздействие на поверхностные воды

В случае обрушения Укрытия в реки и в зоны около рек могут выпасть дополнительные количества радиоактивных материалов.

Как показано на рис. 7.7, выпадение радионуклидов в реку Припять может быть высоким и составить по  $^{90}\text{Sr}$  -  $1,1 \times 10^{12}$  Бк, по  $^{137}\text{Cs}$  -  $2,4 \times 10^{12}$  Бк, по  $^{238}\text{Pu}$  -  $1,6 \times 10^{10}$  Бк, по  $^{239,240}\text{Pu}$  -  $4,0 \times 10^{10}$  Бк, и по  $^{241}\text{Am}$  -  $5,0 \times 10^{10}$  Бк. Оценка максимальных возможных концентраций этих радионуклидов в Днепровских водохранилищах показывает, что пиковые концентрации  $^{90}\text{Sr}$  можно ожидать в Киевском водохранилище на 41-й день после аварии, причем эти концентрации составят около  $700$  Бк/м<sup>3</sup>. Максимальные концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в Каховском водохранилище будут составлять около  $200$  Бк/м<sup>3</sup> или ниже. Это подтверждает, что нормативное содержание  $^{90}\text{Sr}$  в питьевой воде ( $2000$  Бк/м<sup>3</sup> [7.7]) не будет превышенено и в том случае, если с Укрытием произойдет авария, которая привела бы к максимальному воздействию.

Максимальная возможная концентрация  $^{137}\text{Cs}$ , которую можно ожидать в воде Киевского и Каневского водохранилищ, даже в случае самого неблагоприятного сценария будет в три – десять раз ниже, чем установленные пределы для питьевой воды. Такое обрушение не повлияет на концентрацию  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в реках Припять и Днепр [7.6].

Выбросы радиоактивности в результате обрушения Укрытия могут привести к некоторому увеличению облучения людей, проживающих ниже по течению наиболее загрязненной части ЧЗО, которые потребляют воду и рыбу из водохранилищ. Индивидуальные дозы облучения обсуждаются в работе [7.6], в которой самые высокие величины спрогнозированы для профессиональных рыбаков и привычных потребителей рыбы.

c) Воздействие на подземные воды

Просачивание дождевых вод и конденсация влаги внутри существующего Укрытия также были предметом исследования [7.6]. Было подтверждено радиологическое значение большого бассейна воды

в подвале Укрытия. Утечка сильно загрязненной воды из этого бассейна через бетонные стены и пол помещения является основным источником загрязнения водозной зоны и подземных вод под Укрытием. В сложившихся условиях существует положительный баланс вод, и вода собирается в подвалных помещениях.

Результаты оценки загрязнения подземных вод при отсутствии НБК показывают, что в подземных водах ожидается концентрация  $^{90}\text{Sr}$  уровня  $4 \times 10^9$  Бк/м<sup>3</sup> на расстояниях менее 100 м от Укрытия, и она уменьшится до 100 Бк/м<sup>3</sup> на расстоянии 600 м от укрытия. По прогнозам загрязнение достигнет реки Припять через 800 лет. Однако не ожидается, что инфильтрационные потоки  $^{90}\text{Sr}$  из Укрытия даже в случае отсутствия НБК приведут к значительному воздействию на реку Припять.

7.1.4.6. Воздействие обрушения Укрытия внутри нового безопасного конфайнмента

a) Воздействие на воздух

Ожидается, что размещение НБК над Укрытием приведет к уменьшению выброса пыли на площадку в случае обрушения Укрытия, что приведет к уменьшению ингаляционных доз. Пыль в основном осаждет под НБК и не выйдет в окружающую среду в обход нормальной вентиляционной системы. Количество перенесенной пыли будет зависеть от конструктивных особенностей системы вентиляции и от локализующей способности, заложенной в проекте НБК. Ожидается, что в зависимости от производительности системы вентиляции НБК дозы будут снижены в 7-70 раз по сравнению с прогнозом доз в случае обрушения Укрытия без НБК [7.6]. Это должно привести к двукратному снижению облучения работающих на открытом воздухе по сравнению со сценарием обрушения Укрытия в случае отсутствия НБК. Однако некоторые рабочие в момент обрушения могут находиться в НБК, и дозы у этих рабочих будут повышенными в связи с загрязнением пылью.

В отношении небольшого количества людей, которые выбрали ЧЗО в качестве места проживания, ожидается, что ингаляционные дозы снизятся в 50-500 раз и не превысят 1 или 2 мЗв [7.6]. Если даже допустить, что метеорологические условия будут самыми неблагоприятными (95-й процентиль), а также если допустить, что пылевое облако пройдет над одним из больших городов, например, Славутичом, то увеличения латентного риска летальных раковых заболеваний для

населения в случае обрушения Укрытия внутри НБК не ожидается.

В том случае, если обрушение Укрытия произойдет внутри НБК, то выброс и осаждение взвешенных в воздухе радионуклидов приведет к незначительному дополнительному загрязнению почвы. Во всех случаях в пределах ЧЗО выпадение радионуклидов будет составлять лишь незначительную часть от выпадения во время чернобыльской аварии. Максимальное относительное увеличение произойдет в том случае, если ветер будет сдувать шлейф от обрушения Укрытия в юго-западном направлении, т.е. на территорию, которая меньше остальных пострадала от самой аварии. В этом случае дополнительное выпадение радионуклидов может добавить менее 0,2 % к существующим уровням загрязнения почвы.

b) Воздействие на поверхностные воды

Сооружение НБК обеспечит, что в случае обрушения Укрытия дополнительное выпадение радионуклидов на поверхность вод будет минимальным. Уровни выпадения, показанные на рис. 7.7, будут снижены в 50-500 раз [7.6], и концентрации вниз по течению не будут превышать норм, установленных в Украине.

c) Воздействие на подземные воды

Была оценена динамика миграции радионуклидов в подземные воды при наличии НБК, исходя из предположения, что через полтора года после завершения строительства НБК уровень воды в подвале Укрытия будет снижен до нуля. Ожидается, что после строительства НБК будут сведены к минимуму потоки воды от осадков, а поток испарения будет выше, чем расход растворов для пылеподавления и поток конденсационной воды. Это означает, что уровень воды в подвальном помещении должен уменьшиться из-за просачивания сквозь стены, и поэтому подвальное помещение осушится менее чем за два года.

### 7.1.5. Вопросы и темы, нуждающиеся в дальнейшей доработке

#### 7.1.5.1. Влияние неопределенности характеристик радиоактивного выброса на решения, принимаемые в области экологии

В настоящее время все еще имеется много неопределенностей в отношении остающегося в

реакторе ядерного топлива. Согласно одной из оценок [7.1, 7.19] внутри блока 4 до сих пор остается около 95% от 190 т ядерного топлива (т.е. урана), находившегося в реакторе на момент аварии. В соответствии с другой оценкой [7.12] там остается 60% от первоначальной загрузки активной зоны плюс топливо в бассейне выдержки и в центральном зале (общее количество 212 т, минус 80 т ТСМ, минус 6 т выброшенного взрывом из активной зоны топлива = остается 126 т). Оценка активности в Укрытии в 1995 году была около  $7 \times 10^{17}$  Бк [7.3]. Несмотря на эти и другие исследования на настоящий момент не существует всеобъемлющей информации в отношении количества и распределения топлива внутри Укрытия. Недостаток сведений является важным фактором, влияющим на результаты оценки безопасности и экологических последствий в отношении блока 4 и изменения состояния Укрытия, а также на выбор правильных решений по методам долгосрочного обращения с соответствующими радиоактивными отходами.

#### 7.1.5.2. Определение характеристик топливосодержащих масс

Очевидно, что физическое состояние ТСМ со временем меняется. Оказалось, что ТСМ начали окисляться, и они могут превратиться в мелкий порошок с неизвестной скоростью окисления, размером частиц и поведением. Еще один связанный с этим важный фактор неопределенности – это распределение пыли в Укрытии, а более конкретно – в атмосфере НБК в течение долгосрочной эксплуатации этого объекта. Поскольку все оценки воздействия на окружающую среду (например, расчеты переноса и ингаляции радионуклидов) применительно к долгосрочному сроку службы Укрытия зависят от допущений в отношении характеристик радиоактивного выброса, необходимо провести дальнейшее исследование этих параметров. Это будет способствовать повышению достоверности результатов оценки безопасности и выбору соответствующих защитных мер для работников, населения и окружающей среды.

#### 7.1.5.3. Удаление топливосодержащих масс одновременно с разработкой окончательного геологического хранилища

Ожидается, что укрепление Укрытия и строительство НБК приведет к образованию больших объемов долгоживущих радиоактивных отходов, причем некоторая часть их будет содержать ТСМ.

Однако не имеется каких-либо планов по удалению ТСМ до тех пор, пока не будет построено и введено в эксплуатацию геологическое хранилище для захоронения радиоактивных отходов. Для обеспечения безопасного обращения с этими отходами необходимо выработать стратегию долговременного обращения с ТСМ и долгоживущими радиоактивными отходами.

Можно прийти к заключению, что отсутствуют какие-либо технические обоснования для задержки удаления ТСМ до того, как будет создано геологическое хранилище. Удаление ТСМ могло бы начаться вслед за демонтажем неустойчивых конструкций Укрытия, продолжаться выполнением операций по обращению с радиоактивными отходами перед захоронением и затем их времененным хранением на площадке Чернобыльской АЭС до тех пор, пока не будет построено геологическое хранилище. В связи с высоким содержанием долгоживущих радионуклидов не будет какого-либо выигрыша с точки зрения уменьшения доз у работников, если ожидать пуска в эксплуатацию геологического хранилища. Вне зависимости от того, будут ли радиоактивные отходы извлекаться сейчас или через 50 лет, для удаления ТСМ и реабилитации площадки блока 4 понадобятся дистанционные методы извлечения и обращения с радиоактивными отходами.

## 7.2. ОБРАЩЕНИЕ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ, ОБРАЗОВАВШИМИСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ

В ходе ремонтно-восстановительных работ на площадке Чернобыльской АЭС и около неё образовались большие объемы радиоактивных отходов, которые были помещены во временные приповерхностные хранилища, находящиеся на территории ЧЗО (рис. 7.8) на расстоянии 0,5-1,5 км от площадки атомной электростанции. Пункты временного хранения траншейного и засыпного типов были сооружены в период с 1986 по 1987 год и предназначались для радиоактивных отходов, образовавшихся после аварии в результате работ по очистке загрязненных территорий, предотвращения распространения пыли, уменьшения уровней излучения и улучшения условий работы на блоке 4 и вблизи него. Эти хранилища были построены без надлежащей проектной документации, инженерно-технических барьеров или проведения гидрогеологических исследований, что необходимо для удовлетворения современных требований по обеспечению безопасности отходов.

За годы, прошедшие после аварии, были задействованы большие экономические и людские ресурсы для проведения систематических анализов и выработки приемлемой стратегии обращения с имеющимися радиоактивными отходами. Однако, как сообщается в некоторых украинских исследованиях [7.20], до настоящего времени еще не выработано общеприемлемой стратегии обращения с радиоактивными отходами на площадке Чернобыльской АЭС и в ЧЗО, в особенности в отношении высокоактивных и содержащих долгоживущие радионуклиды отходов. В качестве некоторых из причин называются большое количество хранилищ и могильников радиоактивных отходов и занятых ими площадей, лишь половина из которых хорошо изучена и инвентаризирована. В итоге в документированных результатах инвентаризации радиоактивных отходов (объем, активность и т.п.) существуют большие неопределенности.

Радиоактивные отходы, образовавшиеся в результате самой аварии, и радиоактивные отходы, которые могут образоваться в результате строительства НБК, демонтажа укрытия, удаления ТСМ и вывода из эксплуатации блока 4, можно разделить на следующие категории:

- радиоактивные отходы из Укрытия и с площадки атомной электростанции, которые возникнут в результате строительства инфраструктуры и НБК;
- трансурановые отходы, образовавшиеся в результате аварии, которые были смешаны с радиоактивными отходами от эксплуатации блоков 1, 2 и 3 Чернобыльской АЭС;
- радиоактивные отходы во временных хранилищах, размещенных по всей территории ЧЗО;

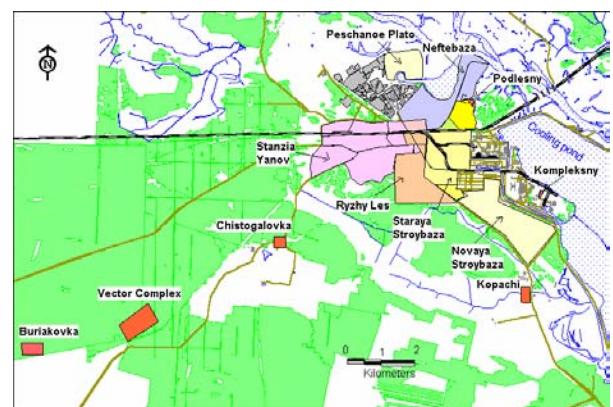


РИС. 7.8. Временные хранилища радиоактивных отходов на территории ЧЗО.

ТАБЛИЦА 7.1. КАТЕГОРИЗАЦИЯ ТВЕРДЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В УКРАИНЕ

	Диапазон удельной активности (кБк/кг)			
	Группа 1 <sup>a</sup>	Группа 2 <sup>a</sup>	Группа 3 <sup>a</sup>	Группа 4 <sup>a</sup>
Низкоактивные	$10^{-1}$ – $10^1$	$10^0$ – $10^2$	$10^1$ – $10^3$	$10^3$ – $10^5$
Среднеактивные	$10^1$ – $10^5$	$10^2$ – $10^6$	$10^3$ – $10^7$	$10^5$ – $10^8$
Высокоактивные	$>10^5$	$>10^6$	$>10^7$	$>10^8$

<sup>a</sup> Группа 1: трансуранные альфа-излучающие радионуклиды; группа 2: альфа-излучающие радионуклиды (за исключением трансуранных); группа 3: бета- и гамма-излучающие радионуклиды (исключая те, которые входят в группу 4); группа 4:  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{53}\text{Mn}$ ,  $^{56}\text{Fe}$ ,  $^{59}\text{Ni}$ ,  $^{93\text{m}}\text{Nb}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{109}\text{Cd}$ ,  $^{135}\text{Cs}$ ,  $^{147}\text{Pm}$ ,  $^{151}\text{Sm}$ ,  $^{171}\text{Tm}$  и  $^{204}\text{Tl}$ .

ТАБЛИЦА 7.2. КЛАССИФИКАЦИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ С НЕИЗВЕСТНОЙ УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТЬЮ НА ОСНОВЕ ИЗМЕРЕНИЙ МОЩНОСТИ ДОЗЫ НА РАССТОЯНИИ 0,1 М [7.21]

	Мощность дозы ( $\mu\text{Гр}/\text{ч}$ )
Низкоактивные	1–100
Среднеактивные	100–10 000
Высокоактивные	$>10 000$

d) радиоактивные отходы в существующих могильниках.

В данном разделе представлены вопросы безопасности и экологии применительно к каждой из этих категорий радиоактивных отходов. Ожидается, что радиоактивные отходы, которые возникнут во время снятия с эксплуатации блоков 1,2 и 3 Чернобыльской АЭС, будут представлять собой дополнительную категорию, которая не является предметом рассмотрения в данном докладе.

Действующее в настоящее время законодательство Украины проводит разделение радиоактивных отходов на категории в соответствии с их удельной активностью и радиотоксичностью, как это показано в таблице 7.1 [7.21].

Для отходов, загрязненных неопределенной смесью радионуклидов- гамма-излучателей, использование категорий "низкоактивные", "среднеактивные" и "высокоактивные" разрешается на основе измерения мощности дозы излучения на расстоянии 0,1 м, как это указано в таблице 7.2 [7.21].

Существующая в настоящее время практика обращения с радиоактивными отходами в Украине не

полностью соответствует указанной выше классификации; поэтому в настоящее время принимаются меры по ее приведению в соответствие с требованиями новых регулирующих документов [7.22].

### 7.2.1. Нынешнее состояние радиоактивных отходов, образовавшихся в результате аварии

#### 7.2.1.1. Радиоактивные отходы, образовавшиеся в связи с Укрытием

Укрытие считается "разрушенным блоком 4 после радиологической аварии" и "приповерхностным хранилищем некондиционированных радиоактивных отходов на стадии работ по стабилизации и реконструкции" [7.22, 7.23]. Объемы и типы отходов, обломков и других радиоактивных материалов внутри Укрытия представлены в таблице 7.3.

Помимо этого, почва, которая была сильно загрязнена выпавшими фрагментами топлива, радионуклидами и обломками от аварии (куски металла, бетонный бут и т.п.), также была собрана и хранится вблизи блока 4:

- a) три пионерных стены (западная, северная и восточная стены укрытия), где хранятся загрязненная почва, бетон и контейнеры, и где находится от 1700 до 4900 м<sup>3</sup> высокоактивных отходов<sup>5</sup> и до 72 000 м<sup>3</sup> отходов низкого и среднего уровня активности [7.25, 7.26].
- b) каскадная стена к северу от Укрытия, где хранятся фрагменты активной зоны, металл, бетон, металлическое оборудование активной

<sup>5</sup> Отходы высокого уровня активности подразделяются на две подкатегории: низкотемпературные с тепловой мощностью менее 2 кВт/м<sup>3</sup> и тепловыделяющие отходы с тепловой мощностью более 2 кВт/м<sup>3</sup> [7.24]

ТАБЛИЦА 7.3. ОЦЕНОЧНОЕ ИНВЕНТАРНОЕ КОЛИЧЕСТВО МАТЕРИАЛОВ В УКРЫТИИ [7.25]

Тип радиоактивных отходов и критерии оценки	Категория радиоактивных отходов	Количество
TCM Необлученные топливные сборки, облученные топливные сборки, лавовидные материалы, фрагменты топлива, радиоактивная пыль	Высокоактивные	Около 190-200 т, 700 т графита
Твердые радиоактивные отходы с содержанием топлива менее 1% (по массе) Фрагменты активной зоны с мощностью дозы на расстоянии 10 см более 10 мЗв/ч		
Жидкие радиоактивные отходы Изменяющееся инвентарное количество, основанное на количестве осадков (например, пульпы, масла, суспензии с растворимыми солями урана)	Низкоактивные (до $3,7 \times 10^5$ Бк/л) Среднеактивные (более $3,7 \times 10^5$ Бк/л)	2500-5000 м <sup>3</sup> 500-1000 м <sup>3</sup>
Твердые радиоактивные отходы Металлическое оборудование и строительные материалы, например, бетон, пыль, неметаллические материалы (органические, пластмассы).	Высокоактивные Низко- и среднеактивные	38 000 м <sup>3</sup> (строительные материалы), 22 240 т (металлические конструкции) 300 000 м <sup>3</sup> (строительные материалы и пыль), 5000 м <sup>3</sup> (неметаллические материалы)

зоны и материал, который набрасывался в реактор в ходе ликвидации аварии 16 600 м<sup>3</sup> высокоактивных отходов, 117 т фрагментов активной зоны реактора и 53 400 м<sup>3</sup> отходов низкого и среднего уровня активности) [7.25].  
с) промышленная площадка вокруг укрытия, где хранится бетон, гравий, песок, глина и загрязненная почва, и где находится 7000 м<sup>3</sup> отходов высокого уровня активности и 286 000 м<sup>3</sup> отходов низкого и среднего уровня активности) [7.27]. Другие исследования показывают, что в загрязненной почве находятся топливо, графит и т.п. [7.26].

Радиоактивные отходы внутри пионерных и каскадных стен были позже укрыты бетоном. Этот

материал считается отходами высокого уровня активности, который неприемлем для захоронения в приповерхностных могильниках. Поскольку его нельзя просто извлечь для кондиционирования, то радиоактивный материал, извлеченный из этих стен, должен рассматриваться в рамках всеобъемлющей стратегии снятия с эксплуатации блока 4.

Предполагается, что имеющиеся в настоящее время и ожидаемые радиоактивные отходы от блока 4 в соответствии с законодательством Украины можно будет подразделить на короткоживущие с низким и средним уровнями активности (почва со стройплощадки НБК, строительные материалы, бетон, металлоконструкции и т.п.) и отходы с высоким уровнем активности (например, ТСМ) [7.28, 7.36].



РИС 7.9. Существующее наземное хранилище для твердых радиоактивных отходов на площадке Чернобыльской АЭС.

#### 7.2.1.2 Смешивание оставшихся от аварии отходов с эксплуатационными радиоактивными отходами

В течение 1986-1993 годов некоторые объемы радиоактивных отходов низкого и среднего уровней активности и отходов высокого уровня активности с трансурановыми элементами хранились вместе с частью эксплуатационных радиоактивных отходов блоков 1, 2 и 3 в наземном хранилище (см. рис. 7.9) на площадке Чернобыльской атомной электростанции.

Объемы этих отходов составляют около 2500 м<sup>3</sup> общей активностью около 131 ТБк [7.19] и хранятся в некондиционированном виде. После заполнения хранилище было залито бетонной смесью и накрыто бетонной крышей для уменьшения уровней излучения и степени инфильтрации воды. Поэтому извлечение находящихся в этом хранилище радиоактивных отходов будет непростым и потребует применения особых мер. В настоящее время изучаются планы по извлечению содержимого этого хранилища. Сейчас идет расширение этого хранилища, причем имеется намерение использовать его для захоронения радиоактивных отходов, которые образуются в результате снятия с эксплуатации блоков 1, 2 и 3.

#### 7.2.1.3. Пункты временного хранения радиоактивных отходов

Самые большие объемы радиоактивных отходов, образовавшиеся при проведении ремонтно-вос-

становительных работ на блоке 4, расположены на территории ЧЗО (см. рис. 7.8). Пункты временного хранения радиоактивных отходов траншейного и засыпного типа были созданы вскоре после аварии на расстоянии 0,5-15 км от площадки атомной электростанции. Их построили в 1986-1987 годах, и они предназначались для хранения радиоактивных отходов, образовавшихся после аварии в результате проведения работ по очистке загрязненных территорий для предотвращения распространения пыли, уменьшения уровней излучения и улучшения условий работы на блоке 4. Эти хранилища были созданы без разработки надлежащей проектной документации и инженерно-технических барьеров, а также без проведения гидрогеологических исследований.

Общая площадь пунктов временного хранения радиоактивных отходов составляет около 8 км<sup>2</sup>, причем общий объем хранящихся в них радиоактивных отходов оценивается в 10<sup>6</sup> м<sup>3</sup>. Основное количество активности сосредоточено во временных хранилищах "Стройбаза" и "Рыжий лес" вдоль западного следа чернобыльского облака (см. рис. 7.8). Удельная активность радиоактивных отходов во временном хранилище "Рыжий лес" составляет 10<sup>5</sup>-10<sup>6</sup> Бк/кг по <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs, и 10<sup>3</sup>-10<sup>4</sup> Бк/кг по изотопам plutonия (суммарно).

Большая часть этих хранилищ построена виде траншей глубиной 1,5-2,5 м в местном песчаном грунте. Радиоактивные материалы (почва, мусор, древесина и строительный мусор) засыпаны слоем аллювиального песка толщиной 0,2-0,5 м. Большинство пунктов временного хранения радиоактивных отходов представляют собой вырытые в различных геологических грунтах траншеи, в которые загружались и затем покрывались слоем взятой вблизи почвы различные отходы. Поэтому эти хранилища весьма сильно отличаются друг от друга с точки зрения потенциального выброса радиоактивности, который зависит от общей хранящейся активности, формы отходов (в частности, захоронены и бревна), удерживающей способности подстилающих пород вдоль путей миграции радионуклидов и месторасположения хранилищ с точки зрения гидрогеологии. Было изучено содержимое, по крайней мере, половины этих пунктов временного хранения радиоактивных отходов (см. таблицу 7.4) [7.19, 7.29].

Существует еще много других пунктов временного хранения радиоактивных отходов; по оценкам имеется около 800 траншей, вместимость каждой из которых составляет от 8 × 10<sup>2</sup> до 2 × 10<sup>6</sup> м<sup>3</sup> [7.29, 7.30]. Примерно по половине этих хранилищ имеется информация об инвентарном

количестве и составе хранящихся в них материалов. Эти пункты хранения не охвачены регулирующим контролем. Оценки в отношении некоторых хранилищ указывают на то, что активность их содержимого может быть высокой (10-1000 ТБк), иногда одного порядка величины с общим количеством радиоактивности, содержащейся в почве ЧЗО (около 7000 ТБк) [7.30].

#### 7.2.1.4. Пункты захоронения радиоактивных отходов

Основными пунктами захоронения радиоактивных отходов аварии являются площадки "Буряковка", "Подлесный" и "Комплексный", которые находятся под регулирующим контролем. Эти три

пункта приповерхностного захоронения сооружены после аварии для захоронения радиоактивных отходов, образовавшихся в ходе проведения ремонтно-восстановительных работ в течение первого года после аварии. Эти площадки были выбраны и предназначены для захоронения отходов с более высоким уровнем активности, чем отходы, размещенные во временных пунктах хранения радиоактивных отходов [7.19].

"Буряковка" - это единственный построенный в 1987 году пункт захоронения, который все еще эксплуатируется в ЧЗО. Он состоит из 30 траншей, покрытых слоем глины толщиной 1 м, и занимает площадь 23,8 га. В нем захоронено до  $652\ 800\ m^3$  радиоактивных отходов. На площадке производилось прессование отходов, благодаря чему удалось

ТАБЛИЦА 7.4. СОСТОЯНИЕ ПУНКТОВ ВРЕМЕННОГО ХРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ [7.19, 7.29]

	Размер, га	Кол-во траншей	Кол-во свалок	Тип радиоактивных отходов	Объем отходов, $10^3\ m^3$	Общая активность, Бк
<i>Пункты хранения с хорошо известной описью содержимого</i>						
Нефтебаза	53	221	4	Грунт, растения, металл, бетон и кирпич	104	$4 \times 10^{13}$
Песчаное плато	78	2	82	Короткоживущие отходы <sup>a</sup> низкого и среднего уровня активности – грунт, мусор и бетон	57	$7 \times 10^{12}$
<i>Пункты хранения с неполной информацией о содержимом</i>						
Станция Янов	128	Известно: более 36	—	Грунт, растения, металл, бетон и кирпич	30	$>4 \times 10^{13}$
Рыжий лес	227	Оценка: более 61	Оценка: более 8	В основном почва, некоторое количество строительных и бытовых материалов	500	До $4 \times 10^{14}$
Старая стройбаза	130	Более 100	—	Грунт, металл, бетон и древесина	171	$1 \times 10^{15}$
Новая стройбаза	122	—	—	Грунт, растения, металл, бетон и кирпич	150	$2 \times 10^{14}$
Припять	70	—	—	Загрязненные транспортные средства, оборудование, древесина и строймусор	16	$3 \times 10^{13}$ (1990 год)
Чистоголовка	6	—	—	Материал снесенных зданий, грунт, древесина, спецодежда	160	$4 \times 10^{12}$
Копачи	125	—	—	Стройматериалы снесенных строений	110	$3 \times 10^{13}$

<sup>a</sup> В соответствии с законодательством Украины короткоживущими отходами считаются радиоактивные отходы, которые освобождаются от регулирующего контроля менее чем через 300 лет после захоронения; долгоживущими отходами считаются радиоактивные отходы, которые освобождаются от регулирующего контроля более чем через 300 лет после захоронения [7.21].

сократить объем до 530 000 м<sup>3</sup>, а общая активность составила  $2,5 \times 10^{15}$  Бк твердых короткоживущих отходов низкого и среднего уровня активности. В число этих отходов входят металл, почва, песок, бетон и дерево, загрязненные <sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, <sup>134</sup>Cs, <sup>238</sup>, <sup>239</sup>, <sup>240</sup>Pu, <sup>154</sup>, <sup>155</sup>Eu и <sup>241</sup>Am. В этом хранилище захоронили радиоактивные отходы с мощностью дозы излучения на расстоянии 10 см от поверхности в диапазоне 0,003-10 мГр/ч.

В декабре 1986 года был построен пункт захоронения камерного типа "Подлесный", который был закрыт в 1988 году. Он предназначался для захоронения высокоактивных отходов с мощностью дозы излучения на расстоянии 10 см от поверхности в диапазоне 0,05-2,5 мГр/ч. В нем производилось захоронение материалов и с более высокой мощностью дозы. Общий объем радиоактивного материала 11 000 м<sup>3</sup> - в это число входили строительные материалы, металлом, песок, почва, бетон и дерево - был размещен в двух камерах. При закрытии могильник был покрыт слоем бетона. По оценкам, в 1990 году общая активность захороненных отходов составляла 2600 ТБк. В 2002 году проведенная повторная оценка состояния могильника дала основание считать, что общая активность захороненных в этом пункте отходов может быть больше, чем оценивалось первоначально, и была определена необходимость повторной оценки инвентарного количества находящих там в настоящее время радиоактивных отходов. На основе неопределенностей в инвентарном списке отходов было сделано предположение о том, что в нем захоронивались отходы различных типов, включая ТСМ.

Хранилище камерного типа "Комплексный" было построено на базе реконструированных установок незавершенных блоков 5 и 6 на площадке Чернобыльской атомной электростанции. Объект "Комплексный" находился в эксплуатации с октября 1986 года по 1988 год и предназначался для отходов низкого и среднего уровня активности, что соответствует мощности дозы до 0,01 Гр./ч на расстоянии 10 см от поверхности контейнера с отходами. Более 26 200 м<sup>3</sup> твердых отходов с общей активностью  $4 \times 10^{14}$  Бк было захоронено в 18 000 контейнеров, которые позже были покрыты песком и глиной. Отходы, которые находятся в этом пункте захоронения - это в основном песок, бетон, металл, строительные материалы и кирпич. Из-за высокого уровня грунтовых вод в отдельные периоды года могильник затапливается на 0,5-0,7 м выше его дна. Что касается инвентарного количества радионуклидов в данном пункте захоронения, то в этом отношении существует большая неопределенность в связи с

отсутствием данных о захороненных в нем радиоактивных отходах.

В настоящее время новый приповерхностный пункт хранения, комплекс "Вектор", предназначенный для переработки, хранения и захоронения отходов низкого и среднего уровня активности, находится в стадии проектирования. Этот комплекс будет состоять из [7.19]:

- a) технологической установки для переработки всех типов твердых радиоактивных отходов (производительностью 3500 м<sup>3</sup>/год);
- b) пункта захоронения короткоживущих твердых радиоактивных отходов (общая вместимость 55 000 м<sup>3</sup>);
- c) пункта хранения долгоживущих твердых радиоактивных материалов;
- d) пункта хранения ТСМ;
- e) промежуточного хранилища для кондиционированных отходов высокого уровня активности, подготавливаемых для окончательного захоронения в глубоком геологическом хранилище.

## 7.2.2. Стратегия обращения с радиоактивными отходами

В настоящее время не планируется продолжения демонтажа блока 4 и работ по очистке. Однако для строительства НБК и проведения работ по демонтажу нестабильных конструкций Укрытия были выполнены оценки образования радиоактивных отходов и вариантов последующего обращения с ними. Ожидается, что на стадии подготовки будет наработано около 390 т твердых радиоактивных отходов и около 280 м<sup>3</sup> жидких отходов [7.6]. Также необходимо будет удалить 100 000 м<sup>3</sup> загрязненной почвы вокруг блока 4, в которой все еще могут находиться фрагменты топлива. Предварительные исследования, проведенные с целью демонтажа верхней части укрытия, показывают, что нужно будет удалить около 1200 т стали, что составит около 1800 м<sup>3</sup> радиоактивных отходов, в основном металла и больших кусков бетона. Планируется произвести сортировку этих отходов по уровню активности. Высокоактивные отходы, которых, как ожидается, будет немного, планируется поместить в контейнеры и хранить внутри НБК.

В соответствии с требованиями законодательства Украины [7.31] все промышленные радиоактивные отходы классифицируются в соответствии со схемой, представленной на рис. 7.10: высокоактивные и долгоживущие отходы должны захоранивать-

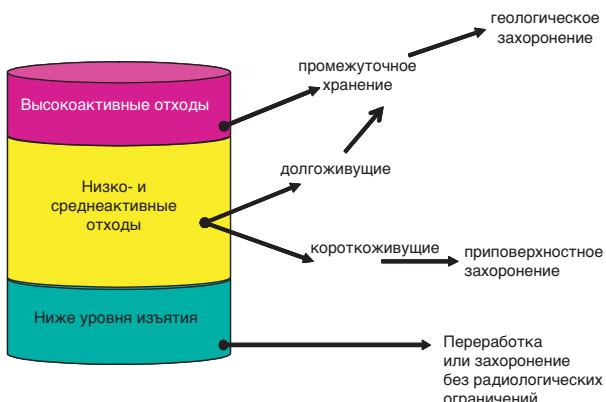


РИС. 7.10. Планируемое обращение с радиоактивными отходами на площадке Чернобыльской атомной электростанции [7.19].

ся в глубоких геологических хранилищах; отходы низкого и среднего уровня активности и короткоживущие радиоактивные отходы - в приповерхностных пунктах захоронения. В соответствии с этими критериями необходимо разработать стратегию обращения с радиоактивными отходами, образовавшимися в результате аварии 1986 года, в особенности с долгоживущими отходами высокого уровня активности.

Планируемые варианты обращения с низкоактивными отходами предусматривают сортировку отходов по их физическим характеристикам (грунт, бетон, металл и т.п.) и, возможно, дезактивацию и/или кондиционирование с целью полезного вторичного использования (повторное использование грунта для фундамента НБК, переплавка металломолома), либо их вывоз для захоронения в новой очереди пункта захоронения "Буряковка" [7.19] или на объект "Вектор".

Долгоживущие отходы планируется помещать в промежуточное хранилище. Рассматриваются различные варианты промежуточного хранения - на площадках Чернобыльской АЭС или объекта "Вектор" - но решение еще не принято. После строительства НБК предусматривается выведение из эксплуатации Укрытия, включая разборку объекта и последующее удаление ТСМ. Отходы высокого уровня активности частично будут перерабатываться на месте и храниться во временном хранилище до того времени, пока не будет готово глубокое геологическое хранилище. В настоящее время эта стратегия рассматривается в качестве преимущественного варианта для высокоактивных отходов и ТСМ [7.19]. В целях осуществления этой стратегии планируется организовать систему переработки и временного хранения высокоактивных и долгожи-

вущих радиоактивных отходов на комплексе "Вектор", который в настоящее время находится в стадии проектирования. Когда комплекс "Вектор" полностью войдет в строй, можно будет начать работу по удалению ТСМ и других радиоактивных отходов из Укрытия под прикрытием построенного НБК.

Такой стратегический подход предусмотрен в комплексной программе обращения с радиоактивными отходами, которая была утверждена правительством Украины [7.25]. Прежде чем приступить к разработке конкретных деталей такой программы, в ЧЗО и на прилегающей территории необходимо выполнить специальные полевые и геологические исследования, в особенности в зонах кристаллических горных пород с глубиной залегания более 500 м. В работе [7.25] считается целесообразным начать в 2006 году геологоразведочные работы по определению наиболее подходящей площадки в этом районе. При соблюдении этих планов создание глубокого геологического хранилища может быть завершено до 2035-2040 годов.

Операции по обращению с будущими жидкими радиоактивными отходами из Укрытия планируется производить на новой установке для переработки жидких радиоактивных отходов на площадке Чернобыльской АЭС. Однако вопрос обращения с жидкими радиоактивными отходами, содержащими трансурановые элементы, пока остается открытым.

Помимо этого, в стратегии обращения с радиоактивными отходами, образовавшимися в результате аварии, следует учесть операции по обращению с отходами в других пунктах хранения, на территории которых содержится около 2000 единиц загрязненного оборудования (транспортных средств, вертолетов, танков и т.п.), использовавшихся в первые месяцы после аварии, и в отношении которых решение о варианте окончательного захоронения еще не принято.

### 7.2.3. Экологические аспекты

Обеспокоенность в отношении уровня безопасности большинства временных пунктов хранения радиоактивных отходов в ЧЗО следует рассматривать в контексте того, что большая часть этих пунктов хранения расположена на весьма загрязненных территориях, уровни поверхностного загрязнения которых составляют по  $^{90}\text{Sr}$  порядка 400-20 000 кБк/м<sup>2</sup>, по  $^{137}\text{Cs}$  - 700-20 000 кБк/м<sup>2</sup> и по  $^{239,240}\text{Pu}$  - 40-1000 кБк/м<sup>2</sup>. На этой территории временные пункты радиоактивных отходов занимают

ТАБЛИЦА 7.5. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ГРУНТОВЫХ ВОД В БЛИЗИ НЕКОТОРЫХ ПУНКТОВ ВРЕМЕННОГО ХРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В 1994-1995 ГОДАХ [7.16] И В 1999 ГОДУ [7.23]

	Стронций-90 (Бк/л)		Цезий-137 (Бк/л)		Плутоний-239,240 (Бк/л)
	1994-1995	1999	1994-1995	1999	1994-1999
Рыжий лес	100-120 000	100-230	0,1-100	0,1-2,5	0,4-0,6
Стройбаза	3-200	30-50	1-20	0,02-0,004	Нет данных
Песчаное плато	3-10	2-40	0,7-3	0,02-0,1	Нет данных

относительно небольшой объем, покрытый несколькими метрами грунта и другого геологического материала.

Основная обеспокоенность связана с риском повышенного загрязнения подземных вод и возможностью того, что в будущем такое загрязнение перейдет в основные источники водоснабжения. Измерения, проведенные в рамках французско-германской инициативы [7.32] (см. таблицу 7.5), ясно показывают, что некоторые пункты временного хранения радиоактивных отходов оказывают значительное воздействие на грунтовые воды. В частности, полное или частичное затопление траншей приводит к усилению миграции в связи с отсутствием инженерно-технических барьеров безопасности. Более благоприятные объекты, такие, как "Буряковка", обеспечивают более равномерное высвобождение радионуклидов, поддерживая их концентрацию в воде на относительно низком уровне.

В течение некоторого времени в году уровень грунтовых вод таков, что он либо почти достигает некоторых пунктов временного хранения радиоактивных отходов, либо затапливает их, что может повлиять на распространение радионуклидов. Отмечено, что уровень подземных вод в хранилищах траншейного и засыпного типа находится на глубине от 1 до 7 м и изменяется в зависимости от сезона. Часть хранилищ в пунктах хранения "Станция Янов" и "Нефтебаза" постоянно затоплены. Затопление также представляет серьезную проблему в пункте хранения "Комплексный", где контейнеры с радиоактивными отходами заливаются водой на 0,5-0,7 м от дна хранилища [7.19]. Степень загрязнения подземных вод в этих пунктах временного хранения измеряется при помощи установленной в 1986-1989 годах и нуждающейся в обновлении системы мониторинга.

Результаты мониторинга загрязнения грунтовых вод вокруг пунктов временного хранения показывают, что концентрация  $^{90}\text{Sr}$  находится в пределах

100-100 000 Бк/м<sup>3</sup> [7.19, 7.33]. Самые высокие уровни загрязнения обнаружены в северной части площадки Чернобыльской АЭС, грунтовые воды которой также имеют сток в реку Припять. Поэтому существует как реальная, так и потенциальная опасность распространения радионуклидов из тех пунктов захоронения радиоактивных отходов, которые расположены в непосредственной близи от речных берегов в аллювиальных почвах и которые постоянно подвержены риску наводнения в период паводка [7.20, 7.32]. В течение последних пяти лет проводились исследования этих пунктов захоронения, которые продолжаются и в настоящее время с целью обоснования постепенного удаления из них радиоактивных отходов и перемещения в пункты захоронения, подготовленные надлежащим образом.

Как уже упоминалось выше, скорость миграции радионуклидов с грунтовыми водами значительно ниже, чем скорость гидравлического потока самой воды. Это означает, что благодаря замедляющим свойствам грунтов и геохимическим процессам большая часть радионуклидов, высвобождающихся из пунктов временного хранения радиоактивных отходов, аккумулируется в геологической среде. С учетом поглощающей способности грунтов и геологической среды, окружающей пункты временного хранения радиоактивных отходов, некоторые исследования продемонстрировали, что значительная доля  $^{90}\text{Sr}$  все еще остается связанной в материале топливной матрицы, что на многие годы задерживает его высвобождение во внутриворовые грунтовые воды. В результате этого концентрации радионуклидов в воде, даже такого весьма мобильного радионуклида как  $^{90}\text{Sr}$ , являются весьма низкими. Изотопы плутония (и связанного с ними  $^{241}\text{Am}$ ) еще не были в достаточной степени изучены; однако хорошо известно, что миграция этих изотопов за пределы пунктов временного хранения радиоактивных отходов пренебрежимо мала (рис. 7.11).

Исследования вертикальной и горизонтальной скорости переноса радионуклидов продемонстрировали, что для местных грунтов риск загрязнения грунтовых вод радионуклидами невысок и, соответственно, риск значительного загрязнения реки Припять в будущем также невелик, как это обсуждалось в разделе 3.5 (см. рис. 3.58). Было продемонстрировано, что фронт загрязненных грунтовых вод из наиболее значительных пунктов временного хранения радиоактивных отходов может достичь местных поверхностных вод через 100 или более лет, что делает эту проблему малозначимой с точки зрения радиологического воздействия на население, проживающее ниже по течению системы реки Припять [7.17, 7.34]. Однако в отношении ЧЗО грунтовые воды до сих пор остаются важным потенциальным источником миграции радионуклидов в окружающей среде, и поэтому пункты хранения радиоактивных отходов должны по-прежнему являться объектами регулярного мониторинга и институционального контроля.

В отношении временных хранилищ долговременная стратегия связана с управлением сопутствующими радиологическими рисками. Конечной целью должно стать то, чтобы пункты временного захоронения или временного хранения радиоактивных отходов обеспечивали такое удержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , которое будет достаточным для того, чтобы они могли подвергаться радиоактивному распаду, не оказывая серьезного воздействия на потенциальные критические группы. Для тех пунктов временного

захоронения радиоактивных отходов, которые расположены вблизи от берегов реки Припять и могут заливаться паводковыми водами, предпочтительной стратегией является удаление и перемещение отходов в надлежащим образом подготовленные пункты захоронения.

В отношении временных хранилищ радиоактивных отходов в ЧЗО, инвентарное количество хранимых отходов в которых не известно, а также нет определенности в том, каков их потенциал с точки зрения будущего загрязнения окружающих подземных и поверхностных вод, необходимо выполнить оценки безопасности с учетом факторов радиоактивного распада и естественного разбавления. Очевидна необходимость проведения оценки - с высоким уровнем достоверности - миграции шлейфов загрязнения и их взаимодействия с основными водными ресурсами и площадями водозабора (водоносными горизонтами, реками, водохранилищами, местными источниками водоснабжения атомной электростанции и ЧЗО). В таких оценках должны учитываться все источники выбросов, которые могут отрицательно повлиять на эти водные ресурсы.

Результаты оценок безопасности будут служить основанием для принятия решений по надлежащим мерам реабилитации окружающей среды или по мерам институционального контроля в пунктах временного хранения. Следует также установить эксплуатационные критерии приемлемости отходов для обеспечения гарантии того, что потенциальное

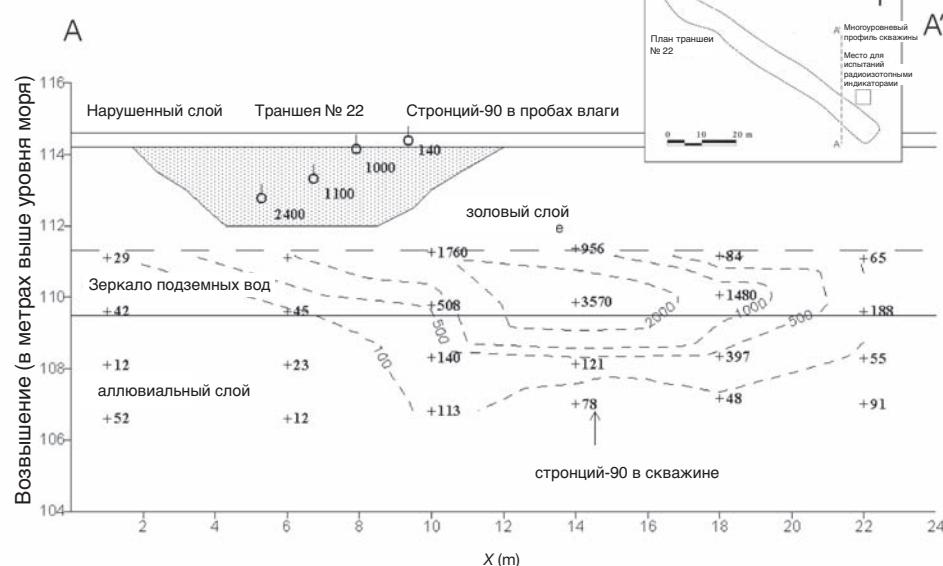


РИС. 7.11. Пространственное распределение  $^{90}\text{Sr}$  (Бк/л) в грунтовых водах близи траншеи №22 пункта временного хранения "Рыжий лес" в октябре 1988 года [7.34].

облучение при различных сценариях останутся в приемлемых пределах, исходя из гипотетического предположения о том, что через несколько сотен лет произойдет повторное заселение территории ЧЗО. Очевидно, что институциональный контроль таких пунктов захоронения должен осуществляться в течение нескольких сотен лет до тех пор, пока активность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  не снизится за счет распада до незначительных уровней. Это потребует привлечения значительных ресурсов для осуществления мониторинга, операций по извлечению отходов и, возможно, введения запретов на возвращение населения. Однако с точки зрения повышения общего уровня безопасности в ЧЗО долговременный институциональный контроль не должен считаться альтернативой восстановительным операциям по улучшению общей безопасности в ЧЗО.

#### **7.2.4. Вопросы и темы, нуждающиеся в дальнейшей доработке**

##### **7.2.4.1. Программа обращения с радиоактивными отходами для чернобыльской зоны отчуждения и Чернобыльской АЭС**

Пока еще не создана всеобъемлющая программа по обращению с радиоактивными отходами для дальнейшей очистки загрязненных территорий и временных хранилищ радиоактивных отходов на площадке Чернобыльской АЭС и в ЧЗО. Как уже было упомянуто выше, осуществляемая в настоящее время стратегия - это мониторинг временных хранилищ, представляющих самый высокий радиологический риск для окружающей среды для того, чтобы выяснить, какие действия по очистке или защите окружающей среды необходимы. Помимо этого, необходимо - в долгосрочной перспективе - выбрать варианты по переработке, хранению и захоронению долгоживущих и высокоактивных отходов с Чернобыльской атомной электростанции и в ЧЗО, а также варианты обращения с жидкими отходами, загрязненными трансурановыми элементами, и создать соответствующие установки под выбранные варианты. Разработка такой программы сможет обеспечить последовательное и скоординированное долговременное обращение со всеми типами отходов от аварии и, таким образом, обеспечить защиту работников, населения и окружающей среды.

##### **7.2.4.2. Снятие с эксплуатации блока 4**

Стратегия демонтажа Укрытия и снятия блока 4 с эксплуатации должна учитывать два

основных фактора: вопросы безопасности обращения с соответствующими радиоактивными отходами (в особенности, высокоактивными отходами) и значение для безопасности отложенного решения по восстановительным операциям. Необходимо разработать стратегию обращения с радиоактивными отходами, которые не могут быть захоронены в приповерхностных могильниках. В частности, есть необходимость создания новых установок по обращению с отходами (например, для хранения долгоживущих отходов, для захоронения в геологических формациях), причем следует принимать в расчет емкости этих установок, а также возможность использования существующих установок для снятия с эксплуатации Чернобыльской атомной электростанции. Особое внимание необходимо обратить на создание соответствующей инфраструктуры и установок для обращения с долгоживущими отходами (в особенности, с большими количествами грунта, жидкими трансурановыми отходами и загрязненным металлом) и с высокоактивными отходами (например, ТСМ), а также на их последующее захоронение.

##### **7.2.4.3. Критерии приемлемости отходов**

Осуществляемая программа обращения с отходами включает в себя критерии классификации радиоактивных отходов, образовавшихся в результате аварии, которые необходимы для выбора соответствующего варианта обращения с индивидуальными классами радиоактивных отходов. В настоящее время разрабатываются критерии для обращения с отходами, основанные на уровнях активности  $^{137}\text{Cs}$  и альфа-излучателей в отходах. Хотя такие критерии более пригодны для оценки возможности захоронения или хранения отходов в приповерхностных хранилищах, до сих пор сложно найти решение вопроса определения приемлемых уровней удельной активности отходов, в особенности отходов, находящихся в пунктах временного хранения радиоактивных отходов. В долгосрочном плане разработка критериев приемлемости отходов важна для обеспечения защиты работников и окружающей среды, а также населения.

##### **7.2.4.4. Оценка долгосрочной безопасности существующих пунктов хранения радиоактивных отходов**

Существует необходимость идентифицировать и соответствующим образом обозначить оставшиеся пункты временного хранения радиоактивных отходов.

дов с целью предотвращения непреднамеренного доступа. Долгосрочное воздействие этих объектов на окружающую среду также нуждается в оценке для выяснения степени необходимости внедрения усовершенствований или осуществления корректирующих действий.

Принимая во внимание большое количество таких объектов, существует также необходимость определения приоритетов при проведении оценок безопасности. Эти оценки должны определить уровень безопасности в нынешних условиях и с учетом возможного возвращения населения в будущем. Следует также рассмотреть необходимость ограничения количества пунктов хранения, которые затапливаются во время паводков, или в отношении которых в будущем потребуется осуществлять широкие меры контроля в течение нескольких сотен лет.

Для отбора объектов с высоким уровнем радиологического риска важно усовершенствовать методы оценки радиоактивного содержимого отходов в пунктах временного хранения, в особенности в отношении долгоживущих радионуклидов. По pragmatischen соображениям эти оценки должны основываться на ограниченном количестве параметров и мер. Таким образом, появится возможность уменьшить степень неопределенностей, которые отрицательно влияют на результаты нынешних оценок потенциального воздействия отдельных объектов на окружающую среду, и возможность проведения последовательных оценок, в ходе которых будут приниматься во внимание все существующие и потенциальные источники загрязнения в ЧЗО.

#### 7.2.4.5. Потенциальная реабилитация пунктов временного хранения радиоактивных отходов в чернобыльской зоне отчуждения

В настоящее время разрабатывается стратегия обращения с пунктами временного хранения радиоактивных отходов; она предусматривает три варианта обращения для различных пунктов хранения в зависимости от их состояния и уровня радиологической опасности для окружающей среды [7.19, 7.29]:

- a) возможность извлечения отходов и их захоронения в ближайшем будущем с целью сведения к минимуму последствий для окружающей среды и повышения безопасности работников; например, с территории промышленных площадок, из Укрытия, из затапливаемых пунктов временного хранения, из пункта захоронения "Комплексный";

- b) возможное временное хранение отходов под регулирующим контролем в соответствии с требованиями радиационной защиты с целью их будущего захоронения; например, объект "Подлесный" и загрязненное оборудование, использовавшееся при работах по смягчению последствий чернобыльской аварии;
- c) обследование объектов, которые требуется изучить для принятия решения об адекватных мерах вмешательства; например, пунктов временного хранения радиоактивных отходов и грунта после завершения строительства НБК.

### 7.3. БУДУЩЕЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Долговременное развитие ЧЗО является важной и сложной задачей, в которой должны учитываться различные технические, экономические, социальные и иные факторы; рассматривались различные мнения в отношении развития этой зоны. Как указывают Лихтарев и другие [7.35], после 2015 года в соответствии с законодательством Украины можно рассматривать возможность снятия радиологических ограничений с примерно 55% территории вокруг Чернобыльской АЭС. Однако окончательное решение о разрешении возвращения населения в эту зону должно приниматься с учетом неравномерности загрязнения земель, конкретных характеристик миграции радионуклидов и их накопления в различных сегментах местного ландшафта, а также с учетом традиционных привычек населения, проживающего в этом регионе (охота, рыбалка, сбор ягод и грибов и т.п.).

В целом план развития ЧЗО заключается в реабилитации загрязненных территорий в ЧЗО, повторного определения территориального статуса ЧЗО и выдачи разрешений на возвращение населения в незагрязненные районы. Это потребует наличия хорошо организованных мер административного контроля в части видов деятельности, которые могут осуществляться на территориях повторного заселения, запрета на выращивание пищевых сельскохозяйственных культур и выпаса скота, а также разрешения на использование только чистого фураж для кормления скота. Соответственно, такие территории повторного заселения лучше подходят для создания промышленных зон, а не жилых районов.

По указанным выше причинам ожидается, что по-прежнему будут осуществляться работы по дезактивации и демонтажу Укрытия, а также по обращению с радиоактивными отходами, что потребует оптимального управления этой территорией.

Эта новая концепция предусматривает подразделение ЧЗО на отдельные секторы:

- a) планируется, что промышленная зона будет создана на наиболее загрязненных территориях, где расположены Чернобыльская атомная электростанция, установки для переработки и основные пункты хранения радиоактивных отходов. Предусматривается, что основная промышленная деятельность будет выполняться здесь, в особенности работы по строительству НБК. В целях обеспечения инфраструктуры для строительства НБК планируется строительство новых автодорог, пристаней, железных дорог и других вспомогательных структур. В качестве варианта рассматривается возможность развития инфраструктуры в месте расположения города Чернобыль [7.6]. Если ЧЗО будет выбрана в качестве площадки для строительства геологического хранилища для высокоактивных и долгоживущих радиоактивных отходов, то предстоит выполнить большие объемы буровых и горных работ, что также потребует развития особой инженерно-технической инфраструктуры;
- b) рассматривается возможность превращения санитарно-защитной зоны в буферную зону между промышленной зоной и территорией природного заповедника;
- c) заповедные зоны предполагается разместить там, где будут запрещены промышленная и иная деятельность человека в целях сохранения основных природных ландшафтов и биологического разнообразия региона.

Ожидается, что реабилитация ЧЗО создаст оптимальные условия для развития промышленной деятельности и охраны окружающей среды в течение длительного времени; например, ожидается, что НБК будет находиться в эксплуатации минимум в течение 100 лет. Различные типы пунктов хранения радиоактивных отходов должны обеспечить безопасность хранения в течение 300 и более лет. Возможно, что на этой территории начнется строительство основного геологического хранилища радиоактивных отходов. Можно также создать национальный инженерно-технический центр для переработки всех типов радиоактивных материалов и отходов, которые будут доставляться в геологическое хранилище из различных частей Украины.

В ЧЗО необходимо продолжать мониторинг и вспомогательные исследования, с тем чтобы создать

основу для рассмотрения и оптимизации стратегии управления загрязненными территориями, а также для развития базовых и практических знаний о динамике и эволюции миграции радионуклидов, о необходимости сооружения дополнительных инженерно-технических барьеров и внедрении технологий реабилитации окружающей среды.

Таким образом будущее развитие ЧЗО в течение следующих ста и более лет будет связано со следующими видами деятельности:

- i) сооружение и эксплуатация НБК и соответствующей инженерно-технической инфраструктуры;
- ii) выгрузка топлива, снятие с эксплуатации и демонтаж блоков 1, 2 и 3 Чернобыльской АЭС и Укрытия;
- iii) строительство установок для переработки и других операций по обращению с радиоактивными отходами, в частности глубокого геологического хранилища высокоактивных и долгоживущих радиоактивных материалов;
- iv) обустройство природных заповедников в зоне, которая будет по-прежнему закрыта для проживания;
- v) осуществление мониторинга окружающей среды и проведение исследований.

## 7.4. ВЫВОДЫ И РЕКОМЕНДАЦИИ

### 7.4.1. Выводы

Можно сделать вывод о том, что существующие неопределенности в отношении стабильности конструкций Укрытия, инвентарного количества радионуклидов, недостаточной герметичности Укрытия, изменяющихся характеристик ТСМ и условий внутри Укрытия (например, воздействие грунтовых вод) создают ненадежные условия безопасности с точки зрения будущего обеспечения защиты работников, населения и окружающей среды. Поэтому считается, что продолжение работ по укреплению конструкций в Укрытии и строительство НБК повысят уровень безопасности и предотвратят или смягчат сценарии аварий с последствиями за пределами ЧЗО.

Необходимо также найти оперативные решения в области безопасного обращения с радиоактивными отходами перед захоронением и во время захоронения, в особенности обращения с долгоживущими и высокоактивными отходами, которые будут наработаны в течение этого периода. Для выработки соответствующих мер и выделения необ-

ходимых ресурсов на преобразование Укрытия в безопасную с точки зрения экологии систему требуется планирование и проведение оценки безопасности соответствующих работ по выводу из эксплуатации блока 4 после строительства НБК.

Вывод из эксплуатации блока 4 приведет к образованию значительных объемов радиоактивных отходов с широким спектром характеристик, которые потребуют безопасного обращения в рамках деятельности этой и обращения с радиоактивными отходами на Чернобыльской АЭС и в ЧЗО. Необходимо разработать всеобъемлющую стратегию обращения со всеми классами отходов, с тем чтобы обеспечить создание соответствующей инфраструктуры и мощностей для переработки, хранения и захоронения этих отходов. В такой стратегии должны также учитываться аспекты будущего развития событий в отношении подземных и поверхностных пунктов хранения и захоронения, некоторые из которых периодически затапливаются.

В настоящее время результаты исследований указывают на то, что известные пункты хранения и захоронения отходов не представляют неприемлемой опасности для населения; однако необходимо выполнить оценку их долговременного воздействия на население и окружающую среду. Это следует сделать с учетом воздействия оставшихся источников радиоактивного загрязнения в ЧЗО, и в особенности тех объектов, которые затапливаются и тем самым представляют повышенный риск.

В том, что касается менее известных и менее изученных пунктов хранения отходов, то здесь будет необходимо снизить уровень неопределенностей в отношении инвентарного списка и количества отходов, а также характеристик самих объектов, провести оценку их долговременной безопасности, проследить за динамикой миграции радионуклидов в окружающей среде и там, где это необходимо, осуществить меры по реабилитации окружающей среды. Это важно для успешного осуществления деятельности по обращению с отходами в ЧЗО и для преобразования этой зоны в безопасную с точки зрения экологии систему.

#### 7.4.2. Рекомендации

Признавая постоянные усилия, направленные на повышение уровня безопасности, и учитывая вышеупомянутые неопределенности в части существующих исходных данных, сформулированы следующие рекомендации в отношении демонтажа

Укрытия и обращения с радиоактивными отходами, образовавшимися в результате аварии.

- a) Поскольку отдельные оценки безопасности и воздействия на окружающую среду выполнялись только в отношении индивидуальных объектов, находящихся на площадке Чернобыльской АЭС или вблизи неё, следует провести в соответствии с международными нормами и рекомендациями всеобъемлющую оценку безопасности и воздействия на окружающую среду, которая бы охватила все виды деятельности, осуществляющейся на территории всей ЧЗО.
- b) Ожидается, что во время подготовительного периода и периода строительства НБК и выемки грунта будут разрушены дозиметрические скважины. Поэтому важно поддерживать и совершенствовать стратегии экологического мониторинга, методы, оборудование и квалификацию персонала в целях надлежащего проведения мониторинга условий на площадке Чернобыльской АЭС и в ЧЗО.
- c) Представляется, что демонтаж Укрытия через 50 лет не является жизнеспособным вариантом в связи с необходимостью долгосрочного поддержания стабильности и целостности конструкций, выделения ресурсов и сохранения знаний. Эта долгосрочная стратегия вызывает озабоченность в отношении потенциальной потери наиболее квалифицированного и опытного персонала на Чернобыльской АЭС и необходимости поддержания постоянной рабочей силы для безопасной эксплуатации НБК. Поэтому целесообразно начать извлечение ТСМ вскоре после демонтажа неустойчивых конструкций Укрытия вместо того, чтобы ждать окончания строительства глубокого геологического хранилища.
- d) Необходимо разработать комплексную программу по обращению с радиоактивными отходами в Укрытии, на Чернобыльской АЭС и в ЧЗО с целью применения однообразных подходов к обращению с отходами и достаточной вместимости установок для хранения всех типов отходов. Особое внимание необходимо обратить на определение характеристик и классификацию отходов (в особенности отходов с трансуранными элементами), образующихся в результате всех видов деятельности по реабилитации окружающей среды и снятия с эксплуатации, а также на создание достаточной инфраструктуры для безопасного долг-

срочного обращения с долгоживущими и высокоактивными отходами. Поэтому создание соответствующей инфраструктуры обращения с отходами необходимо для того, чтобы обеспечить достаточную вместимость пунктов хранения отходов; в настоящее время масштабы и непрерывность ведения работ по реабилитации на Чернобыльской атомной электростанции и в ЧЗО ограничены.

- e) Необходимо разработать гармоничную и всеобъемлющую стратегию реабилитации ЧЗО, в рамках которой особое внимание должно быть уделено повышению уровня безопасности существующих пунктов хранения и захоронения отходов. Это потребует выработки соответствующего подхода к определению приоритетов при реабилитации этих объектов, основанного на результатах оценок безопасности, которые будут способствовать принятию решений в отношении тех пунктов хранения, из которых будут извлекать отходы и направлять на захоронение, и тех пунктов хранения, в которых отходы будут оставлены с целью дальнейшего радиоактивного распада на месте.

## ПЕРЕЧЕНЬ ЛИТЕРАТУРЫ, ИСПОЛЬЗОВАННОЙ В РАЗДЕЛЕ 7

- [7.1] UNSCEAR, Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, Vol. II, Annex J: Exposures and Effects of the Chernobyl Accident (2000).
- [7.2] KASHPAROV, V.A., LUNDIN, S.M., ZVARICH, S.I., YOSCHENKO, V.I., LEVTCHEK, S.E., KHOMUTININ, YU.V., MALOSHAN, I.N., PROTSAK, V.P., Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout. The Science of The Total Environment, 317: 105–119 (2003).
- [7.3] BOROVAY, A., BOGATOV, S., PASUKHIN, E., Current status of the Shelter object and its impact on the environment. Radiokhimiya, v. 41, Nr. 4, pp.368–378 (in Russian) (1999).
- [7.4] NOVOKSHCHENOV, V., The Chernobyl Problem. Civil Engineering 72:5 (2002).
- [7.5] BOROVAY, A., Object Shelter Safety Analysis Report (2001).
- [7.6] ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT, New Safe Confinement Conceptual Design: Chernobyl Nuclear Power Plant – Unit 4. State Specialised Enterprise Chernobyl Nuclear Power Plant, Kiev (2003).
- [7.7] NRSU, Radiation Safety Standards of Ukraine (NRSU-97); Ministry of Health of Ukraine, Kiev, 135 p (1998).
- [7.8] GMAL, B., MOSER, E. F., PRETZSCH, G., QUADE, U., Criticality Behaviour of the Fuel-Containing Masses inside the Object “Shelter” of the Chernobyl NPP, Unit 4, GRS Report A – 2414 (1997).
- [7.9] NUCLEAR ENERGY AGENCY, ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, Chernobyl: Assessment of Radiological and Health Impacts. Update of Chernobyl: Ten Years On (2002).
- [7.10] BOGATOV, S., BOROVAY, A., Assessment of inventory and determination of features of dust contained in the Shelter. Preprint of ISTC Shelter, Chernobyl, 16 p. (in Russian) (2000).
- [7.11] PRETZSCH, G., Radiological Consequences of the Hypothetical Accident “Roof Breakdown” of the Chernobyl Sarcophagus, In: One Decade after Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident, IAEA-TECDOC-964, v.2, pp. 591–597, IAEA, Vienna (1997).
- [7.12] SCIENCE AND TECHNOLOGY CENTER IN UKRAINE, Comprehensive Risk Assessment of the Consequences of the Chornobyl Accident, Kiev (1998).
- [7.13] SIP PROJECT, Shelter Transformation Safety, Digest prepared by the State Enterprise Chernobyl NPP’s Information Department, Slavatich (2004).
- [7.14] SCHMIEMAN, E.A, WRONA, M.W, CONVERT, P.H, NEMCHINOV, Y.I, P, BELICARD, M., DURST, V., KULISHENK, O., HOGG, C.B., Conceptual Design of the Chernobyl New Safe Confinement – an Overview. Bulletin of the Canadian Nuclear Society (2004).
- [7.15] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Radiological Conditions of the Dnieper River Basin. Assessment by an IAEA Expert Team and Recommendations for an Action Plan, Vienna (2005).
- [7.16] BUGAI, D.A., WATERS, R.D., DZHEPO, S.P., SKALSKY, A.S., Risks from radionuclide migration to groundwater in the Chernobyl 30-km zone. Health Physics 71, pp 9–18 (1996).
- [7.17] SHESTOPALOV, V.M. (ED.), Chernobyl Disaster and Groundwater, A.A. Balkema Published, 289 p (2002).
- [7.18] VARGO, G.I., BARYAKHTAR, V., KHOLOSHA, V., KUKHAR, V., LOS, I., POYARKOV, V., SHESTOPALOV, V., The Chernobyl Accident: A Comprehensive Risk Assessment. Battelle Press, Columbus (2000).
- [7.19] INTEGRATED RADIOACTIVE WASTE PROGRAMME AT THE STAGE OF SHUTDOWN OF THE CHERNOBYL NPP AND TRANSFORMATION OF SHELTER INTO ENVIRONMENTAL SAFE SYSTEM, Approved 15.06.2004 by Ministry of Fuel and Energy, Administration of Exclusion Zone, State Committee of Nuclear Regulation, Ministry of Environment and Natural Resources, and Ministry of Health of Ukraine (2004).

- [7.20] BONDARENKO, O.O., DROZD, I.P., LOBACH, G.O., TOKAREVSKIY, V.V., SHIBETSKIY, Y.O., Present problem of the radioactive waste management at the Chernobyl Exclusion Zone. Bulletin of Ecological State of the Chernobyl Exclusion Zone, No 23, pp. 36–40 (in Ukrainian) (2004).
- [7.21] BASIC SANITARY RULES OF RADIATION SAFETY OF THE UKRAINE, Ministry of Health of Ukraine, Kiev (2000).
- [7.22] NATIONAL REPORT DEVELOPED IN COMPLIANCE WITH THE JOINT CONVENTION ON THE SAFETY OF SPENT FUEL MANAGEMENT AND ON THE SAFETY OF RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT, Kiev (2003).
- [7.23] DEREVETS, V., et al., Radiation conditions of the Chernobyl Exclusion Zone in 1999. Bulletin of Ecological State of the Chernobyl Exclusion Zone, No 17, pp. 5–19 (in Ukrainian) (2000).
- [7.24] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Classification of Radioactive Waste, Safety Series No. 111-G-1.1, IAEA, Vienna (1994).
- [7.25] CONCEPT OF RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT AT THE SHELTER, Approved by State Commission on Issues on Complex Solution of Problems of Chernobyl NPP on 15.11.1999 (1999).
- [7.26] EUROPEAN COMMISSION, Characterisation of Radioactive Waste Located at “Shelter” Industrial Site”. Report EUR 19844 (2001).
- [7.27] PANASUK, N. PAVLUCHENKO, N., RUDKO, V., et al., Results of the Assessment of Contaminated Soil and Underground Water at the Shelter Site, Journal of Chernobyl Problems No. 7, p. 97 (2002).
- [7.28] BOROVAY, A., Object Shelter Safety Analysis Report (2001).
- [7.29] SAVERSKY, S., BUGAY, D., ANTROPOV, V., Experience and Perspectives of Radioactive Waste Management at the Exclusion Zone, Bulletin of Ecological State of the Chernobyl Exclusion Zone, No 17 (in Ukrainian) (2001).
- [7.30] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Present and Future Environmental Impact of the Chernobyl Accident, IAEA-TECDOC-1240, Vienna (2001).
- [7.31] LAW OF UKRAINE ON RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT, of 30.06.1995 (Government Courier Paper) (1995).
- [7.32] FRENCH-GERMAN INITIATIVE FOR CHERNOBYL, Final Report on Project n°2 “Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident” Sub-Project “Waste Dumps and Waste Strategies Management”, Deliverable 18 (2004).
- [7.33] SHESTOPALOV, V.M., some results of the pilot studies carried out at the Chernobyl Exclusion Zone related to the assessment of the radioactive waste isolation at the deep geological repository, Bulletin of ecological state of the Chernobyl exclusion Zone, No 21 (in Ukrainian) (2004).
- [7.34] ANTROPOV, V.M., BUGAI, D.A., DUTTON, L.M.C., M.Y., et al., Review and Analysis of Solid Long-lived and High Level Radioactive Waste arising at the Chernobyl Nuclear Power Plant and the Restricted Zone// DG Environment Project No B7-5350/99/51983/MAR/C2, NNC, 370 p (2001).
- [7.35] LIKHTAREV, I.A., KOVGAN, L.M., BONDARENKO, O.O., If there is future for exclusion zone and population of relocated territories? (Opinion of a radiologist). Bulletin of Ecological State of the Chernobyl Exclusion Zone, No 15, pp. 44–49 (in Ukrainian) (2000).
- [7.36] STATEMENT ON POLICY OF REGULATION OF NUCLEAR AND RADIATION SAFETY OF THE SHELTER, CHERNOBYL NPP (1998) Minister Approval No. 49 of 08.04.1998.

## СОСТАВИТЕЛИ И РЕЦЕНЗЕНТЫ

Алексахин, Р.	ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии, Российская Федерация
Anspaugh, L.	University of Utah, United States of America
Balonov, M.	International Atomic Energy Agency
Batandjieva, B.	International Atomic Energy Agency
Besnus, F.	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire, France
Biesold, H.	Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit, Germany
Богдевич, И..	Научно-исследовательский институт почвоведения и агрохимии, Беларусь
Byron, D.	International Atomic Energy Agency
Carr, Z.	World Health Organization
Deville-Cavelin, G.	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire, France
Ferris, I.	Food and Agriculture Organization of the United Nations
Фесенко, С.	ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии, Российская Федерация
Gentner, N.	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
Голиков, В.	Институт радиационной гигиены Министерства здравоохранения, Российская Федерация
Гора, А.	Международная радиоэкологическая лаборатория, Украина
Hendry, J.	International Atomic Energy Agency
Hinton, T.	University of Georgia, United States of America
Howard, B.	Centre for Ecology and Hydrology, United Kingdom
Кашпаров, В.	НИИ сельскохозяйственной радиологии, Украина
Kirchner, G.	Institut für Angewandten Strahlenschutz, Germany
LaGuardia, T.	TLG Services, Inc., United States of America
Linsley, G.	Consultant, United Kingdom
Louvat, D.	International Atomic Energy Agency
Moberg, L.	Swedish Radiation Protection Authority, Sweden
Napier, B.	Pacific Northwest National Laboratory, United States of America
Пристер, Б.	НИИ сельскохозяйственной радиологии, Украина
Прокуратура, М.	Министерство Украины по вопросам чрезвычайных ситуаций и по делам защиты населения от последствий чернобыльской катастрофы
Reisenweaver, D.	International Atomic Energy Agency

Schmieman, E.	Pacific Northwest National Laboratory, United States of America
Shaw, G.	Imperial College of Science, Technology and Medicine, United Kingdom
Шестопалов, В.	Национальная академия наук Украины
Smith, J.	Centre for Ecology and Hydrology, United Kingdom
Strand, P.	International Union of Radioecology, Norway
Цатуров, Ю.	Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, Российская Федерация
Войцехович, О.	Украинский гидрометеорологический исследовательский институт, Украина
Woodhead, D.	Consultant, United Kingdom

#### **Совещания консультантов**

Вена, Австрия: 30 июня–4 июля 2003 года, 15–19 декабря 2003 года, 26–30 января 2004 года, 14–18 июня 2004 года,  
18–22 октября 2004 года, 29 ноября–3 декабря 2004 года, 31 января–4 февраля 2005 года

Взрыв 26 апреля 1986 года на Чернобыльской АЭС и последующий пожар реактора привели к беспрецедентному выбросу радиоактивного материала из ядерного реактора и неблагоприятным последствиям для населения и окружающей среды. Хотя авария произошла более двух десятилетий тому назад, в отношении ее реальных последствий продолжают вестись споры. Поэтому МАГАТЭ в сотрудничестве с Продовольственной и сельскохозяйственной организацией Организации Объединенных Наций (ФАО), Программой развития Организации Объединенных Наций (ПРООН), Программой Организации Объединенных Наций по окружающей среде (ЮНЕП), Управлением Организации Объединенных Наций по координации гуманитарной деятельности (УКГД ООН), Научным комитетом Организации Объединенных Наций по действию атомной радиации (НКДАР ООН), Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) и Всемирным банком, а также компетентными органами Беларуси, России и Украины в 2003 году создало Чернобыльский форум. Задача Форума состояла в том, чтобы вырабатывать “авторитетные согласованные заявления” об экологических последствиях и медицинских эффектах, вызванных радиационным облучением в результате аварии, а также предоставлять рекомендации в отношении реабилитации окружающей среды и специальных программ охраны здоровья и определять области, в которых требуется проведение дальнейших исследований. В настоящем докладе представлены выводы и рекомендации Чернобыльского форума, касающиеся экологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС.