

Федеральное государственное бюджетное научное учреждение
«Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии»
(ФГБНУ ВНИИРАЭ)

Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий

под редакцией
чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой и проф. С.В. Фесенко

Москва
2018

УДК 577.346; 574:577.346
ББК 28.080:28.071
P15

Авторы:

Анисимов В.С., Гераськин С.А., Гешель И.В., Гордиенко Е.В.,
Исамов Н.Н., Крыленкин Д.В., Кузнецов В.К., Панов А.В.,
Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В., Санжаров А.И.,
Санжарова Н.И., Спиридонов С.И., Титов И.Е.,
Фесенко С.В., Шубина О.А.
(ФГБНУ ВНИИРАЭ)

Цветнова О.Б., Щеглов А.И.
(МГУ им. М.В. Ломоносова)

Раздайковин А.Н.
(ФБУ ВНИИЛМ)

Воронов С.И.
(ФГБНУ Московский НИИСХ «Немчиновка»)

Кашпаров В.А.
(УкрНИИСХР НУБиП Украины)

Цыбулько Н.Н.
(РНДУП Институт почвоведения и агрохимии НАН Беларуси)

Рецензенты:

доктор биологических наук **С.Н. Лукашенко**
доктор сельскохозяйственных наук **П.В. Прудников**

P15 **Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий** / Под ред. чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой и проф. С.В. Фесенко М.: РАН. – 2018 – 278 с.

ISBN 978-5-906906-81-6

В книге приведена информация по радиоэкологическим последствиям аварии на Чернобыльской АЭС для природных наземных и аграрных экосистем, а также по ведению сельского и лесного хозяйства на радиоактивно загрязненных территориях наиболее пострадавших стран: Республики Беларусь, Российской Федерации и Украины.

Для специалистов в области радиоэкологии, радиобиологии, радиационной безопасности, преподавателей и студентов высших учебных заведений.

ISBN 978-5-906906-81-6

© Санжарова Н.И., 2018

ОГЛАВЛЕНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ	8
ВВЕДЕНИЕ	10
ГЛАВА 1. Особенности формирования радиоактивного загрязнения территории в результате аварийных выбросов Чернобыльской АЭС и динамика изменения радиационной обстановки.....	12
<i>Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Цыбулько Н.Н., Кашипаров В.А., Панов А.В., Переволоцкий А.Н., Шубина О.А.</i>	
1.1. Формирование зон радиоактивного загрязнения после аварии на ЧАЭС	12
1.2. Динамика изменения радиационной обстановки на территории Республики Беларусь, Российской Федерации и Украины	16
1.2.1. Радиоактивное загрязнение территории	17
1.2.2. Радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных земель.....	27
1.2.3. Радиоактивное загрязнение лесного фонда.....	32
Литература	38
ГЛАВА 2. Аэральное загрязнение почвенно-растительного покрова наземных экосистем.....	41
<i>Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В., Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Кузнецов В.К., Анисимов В.С.</i>	
2.1. Особенности осаждения радионуклидов на лесные насаждения	41
<i>Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В., Щеглов А.И., Цветнова О.Б.</i>	
Заключение	44
2.2. Аэральное загрязнение аграрных и луговых экосистем	45
<i>Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Кузнецов В.К., Анисимов В.С.</i>	
Заключение	54
Литература	54
ГЛАВА 3. Действие аварийных выбросов Чернобыльской АЭС на биоту	60
<i>Гераськин С.А., Фесенко С.В.</i>	
3.1. Компоненты аграрных экосистем.....	60
3.1.1. Сельскохозяйственные растения	60
3.1.2. Сельскохозяйственные и домашние животные.....	63
3.2. Компоненты наземных природных экосистем	64

3.2.1. Почвенный микробиоценоз	64
3.2.2. Древесные растения.....	64
3.2.3. Травянистые растения	67
3.2.4. Водные растения и организмы	69
3.2.5. Млекопитающие	71
3.3. Радиоадаптация	76
Заключение	80
Литература	84

ГЛАВА 4. Экспериментальное изучение горизонтальной и вертикальной миграции радионуклидов чернобыльских выпадений в ландшафтах Полесской низменности и Среднерусской возвышенности..... 91

Кузнецов В.К., Анисимов В.С., Санжаров А.И., Гешель И.В., Гордиенко Е.В., Крыленкин Д.В.

4.1. Горизонтальная миграция радионуклидов	92
4.1.1. Горизонтальная миграция ^{137}Cs в эрозионных ландшафтах	93
4.1.2. Горизонтальная миграция ^{137}Cs в пойменных ландшафтах	99
4.2. Вертикальная миграция радионуклидов в ландшафтах.....	101
4.2.1. Плакорные ландшафты.....	102
4.2.2. Эрозионные ландшафты	103
4.2.3. Пойменные ландшафты	105
4.2.4. Переувлажненные ландшафты	107
4.3. Влияние ветрового переноса на перераспределение радионуклидов	109
Заключение	111
Литература	111

ГЛАВА 5. Динамика поведения радионуклидов в почвах и системе почва-растение на территориях с различными характеристиками радиоактивных выпадений 115

Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Анисимов В.С., Спиридонов С.И.

5.1. Экспериментальные исследования биологической доступности радионуклидов в 50-км зоне северного следа аварийного выброса ЧАЭС.....	116
5.1.1. Динамика подвижности радионуклидов в почвах.....	117

5.1.2. Закономерности поведения радионуклидов в системе почва-растение	123
5.2. Моделирование поведения ^{137}Cs в почвах и системе почва-растение в «ближней» зоне аварии на Чернобыльской АЭС	128
5.2.1. Оценка характеристик топливных частиц в почвах «ближней» зоны ЧАЭС	129
5.2.2. Анализ факторов, определяющих динамику биологической доступности ^{137}Cs в почвах луговых экосистем	131
Литература	134
ГЛАВА 6. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах	137
<i>Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В.</i>	
6.1. Миграция радионуклидов в лесных почвах	137
6.1.1. Неравномерность радиоактивного загрязнения лесных биогеоценозов.....	137
6.1.2. Особенности радиоактивного загрязнения лесной подстилки...	138
6.1.3. Распределение радионуклидов в минеральной части почвы.....	140
6.1.4. Прогноз миграции радионуклидов в вертикальном профиле лесных почв	145
6.2. Накопление радионуклидов древесным ярусом лесных насаждений	149
6.2.1. Динамика радиоактивного загрязнения древесного яруса лесных насаждений после аварии на ЧАЭС	149
6.2.2. Особенности распределения радионуклидов в хозяйственно ценных частях дерева	150
6.2.3. Основные факторы, определяющие накопление радионуклидов древесным ярусом лесных насаждений.....	151
6.2.4. Прогноз содержания радионуклидов в древесном ярусе сосновых насаждений.....	153
6.3. Накопление радионуклидов некоторыми видами пищевой продукции леса.....	155
6.3.1. Накопление радионуклидов лесными шляпочными грибами	155
6.3.2. Накопление радионуклидов лесными ягодами	157
Заключение	160
Литература.....	161
ГЛАВА 7. Экспериментальные исследования и моделирование поведения ^{137}Cs в луговых экосистемах	168
<i>Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Анисимов В.С., Спиридонов С.И.</i>	

7.1. Вертикальная миграция радионуклидов в луговых экосистемах.....	168
7.2. Поведение радионуклидов в системе почва-травостой лугов	178
Заключение	184
Литература	185
ГЛАВА 8. Экспериментальные исследования поведения радионуклидов в аграрных экосистемах после аварии на ЧАЭС.....	188
<i>Санжарова Н.И., Кузнецов В.К., Исамов Н.Н., Анисимов В.С.</i>	
8.1. Поведение радионуклидов в почвах агроэкосистем.....	188
8.2. Поведение радионуклидов в системе почва-сельскохозяйственные растения.....	191
8.3. Поведение радионуклидов в системе рацион-сельскохозяйственные животные-продукция животноводства.....	198
Заключение	200
Литература	200
ГЛАВА 9. Защитные и реабилитационные мероприятия в лесном и сельском хозяйстве в зоне аварии на Чернобыльской АЭС	203
<i>Ратников А.Н., Перволоцкий А.Н., Фесенко С.В., Исамов Н.Н., Санжарова Н.И., Панов А.В., Свириденко Д.Г.</i>	
9.1. Реабилитация лесов	203
9.2. Защитные и реабилитационные мероприятия в сельском хозяйстве	207
9.2.1. Периодизация радиационной обстановки и мер реагирования в АПК	208
9.2.2. Общая характеристика защитных и реабилитационных мероприятий	209
9.2.3. Защитные и реабилитационные мероприятия в растениеводстве, кормопроизводстве и животноводстве.....	210
9.2.4. Масштабы применения защитных и реабилитационных мероприятий	215
9.2.5. Эффективность внедрения системы защитных мероприятий на загрязненных территориях.....	218
Заключение	226
Литература	226
ГЛАВА 10. Современное состояние сельскохозяйственных территорий Российской Федерации, выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС: перспективы возвращения	232

Шубина О.А., Титов И.Е.

Литература 243

ГЛАВА 11. Радиологические аспекты возвращения пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС территорий к условиям нормальной жизнедеятельности 245

Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Цыбулько Н.Н., Кашипаров В.А., Раздайковин А.Н., Шубина О.А., Панов А.В., Воронов С.И.

11.1. Возвращение населенных пунктов к условиям нормальной жизнедеятельности (по радиологическим критериям) 246

11.2. Обеспечение производства нормативной продукции как критерий возможности возвращения загрязненных территорий к условиям нормальной жизнедеятельности 250

11.3. Рекомендации по переходу пострадавших территории и населения к условиям нормативной жизнедеятельности (по радиологическому фактору) 256

Литература 259

ГЛАВА 12. Международная деятельность по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС: окружающая среда, сельское хозяйство 261

Фесенко С.В., Гордиенко Е.В.

12.1. Сотрудничество в первый период после аварии на ЧАЭС: 1986–1990 гг. 261

12.2. Международное сотрудничество в 1990–2000 гг. 262

12.3. Международное сотрудничество в 2000–2017 гг. Сотрудничество с МАГАТЭ и другими организациями системы ООН 267

12.3.1. Чернобыльский форум 267

12.3.2. Программа Технического сотрудничества МАГАТЭ 269

12.3.3. Проект ICRIN 272

12.3.4. Проекты Европейской Комиссии 273

12.4. Совместная программа преодоления последствий аварии на Чернобыльской АЭС Россия-Беларусь 273

12.5. Новые инициативы по Международному сотрудничеству в области преодоления последствий аварии на ЧАЭС 274

Литература 274

ПРЕДИСЛОВИЕ

26 апреля 1986 г. произошло событие, которое оказало очень важное влияние на развитие ядерной энергетики во всем мире – радиационная авария на Чернобыльской АЭС. О ее масштабах свидетельствуют размеры территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению, – 150 000 км². Ряд важных последствий аварии связан с радиоактивным загрязнением окружающей среды. С одной стороны, биологические компоненты экосистем подверглись воздействию ионизирующего излучения, что привело в ряде случаев к проявлению биологических эффектов (в том числе и к радиационному поражению), с другой, – загрязнение природных экосистем представляет собой источник внешнего и внутреннего облучения человека. Следует отметить, что Чернобыльская авария была признана «сельской аварией», что связано со следующими факторами: потребление сельскохозяйственной продукции является одним из ведущих источников дополнительного облучения населения; основной контингент населения в зоне аварии – это люди, проживающие в сельской местности и имеющие «сельский» тип питания, что определяет более высокие дозы облучения сельских жителей по сравнению с горожанами.

Ликвидация последствий аварии потребовала колоссальных усилий. Применение защитных мероприятий на загрязненных территориях характеризовалось рядом особенностей. Во-первых, состав и динамика радиоактивных выбросов обусловили резкое изменение радиационной обстановки в различные периоды после аварии. Во-вторых, в результате аварийного выброса распределение радионуклидов по территории было неравномерным, что поставило задачу организации зональной системы ведения сельского и лесного хозяйства. В-третьих, в различные периоды после аварии необходимо было разработать систему защитных мероприятий, которая позволяла бы в наибольшей степени снизить последствия радиоактивного загрязнения для сельскохозяйственного производства и лесного хозяйства. Важнейшей задачей на всех этапах ликвидации аварии явилось обеспечение населения безопасной продукцией, соответствующей санитарно-гигиеническим требованиям.

Одновременно с практической работой по смягчению последствий аварии проводились фундаментальные научные исследования. Итоги многолетних исследований в «послечернобыльский период» радиоэкологии оказали большое воздействие на ее развитие в целом и на ее сельскохозяйственное направление, в частности, в нашей стране. Накоплены обширные данные по параметрам миграции техногенных радионуклидов в различных компонентах природных и аграрных экосистем, закономерностям биологического действия ионизирующих излучений на микроорганизмы, растения и животных в широком интервале мощностей доз и кумулятивных доз облучения, разработаны и внедрены различные технологии ведения агропромышленного производства и лесного хозяйства, интенсивно развивалось моделирование и разработка систем поддержки принятия решений на базе компьютерных технологий. Таким образом, была создана система принципиально новых подходов к решению многих теоретических и практических вопросов сельскохозяйственной и лесной радиоэкологии.

Проблема ликвидации последствий аварии с учетом масштабов и географии радиоактивного загрязнения громадных территорий, в том числе и за пределами бывшего СССР, приняла международный характер. Важным шагом в реализации международной интеграции в изучении последствий аварии на Чернобыльской АЭС явилось выполнение Международного Чернобыльского проекта, начатого в 1991 г., и осуществленного под эгидой Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ). Опыт ликвидации крупнейшей в мире аварии на Чернобыльской АЭС повлиял на формирование не только отечественной радиационной защиты и реагирования на аварийные ситуации, но и на создание международных подходов и официальных документов, которые были разработаны МАГАТЭ, МКРЗ, ВОЗ и другими международными организациями.

Чернобыльская авария стала знаковой для коллектива Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии, который на всем протяжении ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС являлся ведущей организацией по разработке систем ведения сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения. В стратегии реабилитационных мероприятий на обширной загрязненной территории одно из первостепенных мест заняла ликвидация последствий аварии в агропромышленном комплексе. Проведение как научных, так и практических работ проводилось в тесной кооперации со специалистами из Беларуси и Украины, а также различных организаций России. Накоплен огромный опыт ликвидации последствий крупнейшей радиационной аварии, который является основой обеспечения экологической безопасности развития ядерной энергетики. Результаты исследований в зоне воздействия аварии на ЧАЭС до сих пор востребованы, и не потеряют свою актуальность в будущем. Данная монография – попытка обобщить полученный опыт с целью создания систем адекватного реагирования на любые события и инциденты для обеспечения радиационной безопасности.



Академик РАН
Р.М. Алексахин

ВВЕДЕНИЕ

Авария на Чернобыльской АЭС является крупнейшей радиационной катастрофой, которая в наибольшей степени повлияла на население, окружающую среду, сельское и лесное хозяйство. Выброс большого количества радиоактивных веществ ($1,85 \cdot 10^{18}$ Бк) привел к масштабному загрязнению территории – площадь с плотностью загрязнения по ^{137}Cs свыше 37 кБк/м^2 на территории СССР составила свыше 150 тыс. км^2 [21, 31, 35, 42]. Из населенных пунктов на территориях с высокими уровнями загрязнения было эвакуировано около 116 тыс. чел. и в последующем переселено на незагрязненные территории еще 230 тыс. чел. [44]. В России отселение было проведено только в 1988 г. – из 4 населенных пунктов было отселено 186 чел. В этот период к зоне жесткого контроля было отнесено 274 населенных пункта с населением 111,8 тыс. чел.

Особенностью формирования радиоактивного следа явилась неоднородность загрязнения территории в результате фракционирования радиоактивных выпадений и влияния погодных условий. В первый период после аварии радиационная обстановка на территории, подвергшейся воздействию, определялась коротко- и среднеживущими радионуклидами. Специфической особенностью являлось наличие топливных частиц, выпавших в основном в пределах 30-км зоны ЧАЭС. Масштабное загрязнение территории бывшего Советского Союза и сопредельных стран связано в основном с загрязнением биологически значимым радионуклидом ^{137}Cs , который в течение длительного послеаварийного периода формирует основные дозовые нагрузки на человека.

Ряд важных последствий аварии на ЧАЭС связан с радиоактивным загрязнением природных (лесных, луговых и водных) экосистем. С одной стороны, биологические компоненты экосистем подверглись воздействию ионизирующего излучения, что привело в ряде случаев к проявлению биологических эффектов (в том числе и к радиационному поражению), с другой – загрязнение природных экосистем представляет собой источник внешнего и внутреннего облучения человека.

Следует отметить, что Чернобыльская авария была признана «сельской аварией», что связано со следующими факторами:

- регион аварии относится к зоне интенсивного сельскохозяйственного производства, где аграрный сектор является одним из ведущих в экономике;
- основные загрязненные территории – это земли сельскохозяйственного назначения;
- потребление сельскохозяйственной продукции является одним из ведущих источников дополнительного облучения населения;
- основной контингент населения – это люди, проживающие в сельской местности и имеющие «сельский» тип питания;
- дозы как внешнего, так и внутреннего облучения сельских жителей в регионе аварии в 1,3–4,0 раза выше, чем горожан.

На территориях с высокими уровнями загрязнения была прекращена или в значительной степени ограничена традиционная хозяйственная деятельность. Согласно нормативным правовым актам в 1986–1991 годах были

исключены из использования в Беларуси – 264 000 га, России – 17 100 га и Украине – 158 300 га сельскохозяйственных угодий. За пределами территории, имеющей статус государственного радиационно-экологического заповедника, из сельскохозяйственного использования в Беларуси было выведено 176 250 га и за пределами зоны отчуждения (30-километровой зоны) в Украине – 101 300 га. В Беларуси эти земли относятся к зонам эвакуации (отчуждения), первоочередного отселения; в Украине – к зоне безусловно (обязательного) отселения; в России – к зоне отчуждения [5, 7, 8, 10–12, 23, 34].

За 30-летний период после аварии на ЧАЭС за счет радиоактивного распада плотности загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr земель уменьшились в среднем в 1,7–2,0 раза, произошли автореабилитационные процессы (фиксация радионуклидов почвой, перераспределение в корнеобитаемом слое почв и т.п.). Значительную роль в улучшении радиационной обстановки сыграли проведенные реабилитационные мероприятия.

После аварии проведен большой объем научных исследований, разработаны национальные концепции радиационной защиты населения и окружающей среды, усовершенствованы системы радиационного контроля и мониторинга, разработаны технологии реабилитации загрязненных территорий и т. п. Накопленная информация и опыт ликвидации крупнейшей радиационной аварии повлияли не только на развитие национальных подходов к развитию ядерной энергетики и повышению безопасности ее функционирования, но и в значительной степени принципиально изменили международные критерии и подходы к радиационной защите.

Целью данной монографии является обобщение накопленной информации по радиоэкологическим последствиям аварии на Чернобыльской АЭС для природных наземных и аграрных экосистем, а также по ведению сельского и лесного хозяйства на радиоактивно загрязненных территориях наиболее пострадавших стран: Республики Беларусь, Российской Федерации и Украины.

ГЛАВА 1. ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИЙНЫХ ВЫБРОСОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС И ДИНАМИКА ИЗМЕНЕНИЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ

Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Цыбулько Н.Н., Кашпаров В.А., Панов А.В.,
Перволоцкий А.Н., Шубина О.А.

1.1. Формирование зон радиоактивного загрязнения после аварии на ЧАЭС

Авария на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. привела к выбросу в окружающую среду большого количества радионуклидов из числа продуктов деления, наведенных радионуклидов и невыгоревшего топливного материала ($1,85 \cdot 10^{18}$ Бк, 50 МКи) [21, 31, 32, 35]. В 2008 г. в рамках Чернобыльского форума была сделана переоценка, и оценка активности радионуклидов, выпавших территории бывшего СССР, была увеличена до 80 ПБк [44]. 3,2% территории бывшего СССР было загрязнено ^{137}Cs с плотностью выше 37 кБк/м² (1 Ки/км²) [17, 30, 37]. Из 64 ТБк (1,7 МКи) суммарной активности ^{137}Cs , выпавшего на территорию Европы, на Беларусь пришлось 23%, Российскую Федерацию – 30% и Украину – 18% [13] (таблица 1.1).

Таблица 1.1. Загрязнение территории Беларуси, России, Украины и Европейских стран [44]

Страна	Плотность загрязнения, кБк/м ²			
	37–185	185–555	555–1480	>1480
Российская Федерация	49 800	5 700	2 100	300
Беларусь	29 900	10 200	4 200	2 200
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	–	–	–

В составе аварийного выброса было представлено большое количество короткоживущих радионуклидов, а долгоживущие радионуклиды составляли небольшую часть. В первый период после аварии наибольшую опасность представлял радионуклид ^{131}I , а в последующее время – ^{137}Cs и для зоны, прилегающей к площадке ЧАЭС, – ^{90}Sr и ^{241}Pu . Основным нуклидом, с точки зрения радиационной опасности, в черновыльских выпадениях является ^{137}Cs . Общий выброс ^{137}Cs оценен как $8,5 \cdot 10^{16}$ Бк, а ^{134}Cs – $4,7 \cdot 10^{16}$ Бк. В силу специфики черновыльского выброса роль биологически подвижного ^{90}Sr как источника радиационной опасности существенно меньше (оно относительно значимо в ряде районов Украины и Белоруссии). Выброс ^{90}Sr был равен $2,3 \cdot 10^{17}$ Бк. Роль большого числа относительно биологически инертных коротко- и среднеживущих радионуклидов, например, таких как ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , в экологическом плане ограничивалась лишь первым годом после аварии. Особое место занимает выпадение короткоживущего ^{131}I ($T_{1/2} = 8$ дней). Основной путь миграции этого радионуклида – сельскохозяйственная цепочка выпадения: корм животных-молоко-организм человека (с молоком поступило до 80% накопленного в организме ^{131}I). Аварийный выброс ^{131}I был равен $2,7 \cdot 10^{17}$ Бк (7,3 МКи). Радионуклиды Pu, сосредоточенные в основном в ближней зоне ЧАЭС, как очень инертные в сельскохозяйственных цепочках переноса, вне 30-км зоны не имеют большого радиологического значения.

Формирование радиационной обстановки во время аварии на Черновыльской АЭС происходило под влиянием следующих факторов:

- относительно продолжительное (около 2 недель) время выброса радиоактивных веществ из активной зоны горящего реактора;

- различные погодные условия в течение всего срока радиоактивных выпадений: изменения температуры и направления движения воздушных масс, прохождение циклонов и фронтальных разделов: при образовании северо-восточного следа выпадений отмечалось низкое прохождение облаков, турбулентное движение воздушных масс, преобладание дождей, а западного – высокая облачность, струйчатое передвижение воздуха, слабое и равномерное рассеяние дождей и т. д.;

- выход радионуклидов в составе частиц различной дисперсности: частицы урано-графитовой смеси (топливные или «горячие» частицы) различной степени оплавления или окисления, обогащенные тугоплавкими радиоактивными изотопами трансурановых и редкоземельных элементов; конденсационная компонента радиоактивных выпадений, представляющая собой продукты конденсации легколетучих радионуклидов на различных носителях; газовая и аэрозольная компоненты выпадений связаны с выходом легколетучих радионуклидов инертных газов, галогенов и некоторых щелочных металлов;

- дифференциация форм и спектрального состава радиоактивных выпадений по мере удаления от реактора: уменьшение размеров частиц радиоактивных выпадений; снижение доли тугоплавких радиоактивных изотопов трансурановых и редкоземельных элементов и рост доли легколетучих радионуклидов;

– влияние рельефа земной поверхности: при прохождении радиоактивных облаков на малых высотах несколько большие отложения наблюдаются на возвышенных участках;

– влияние типа растительности и ее высоты над поверхностью земли: развитый растительный ярус определяет более полный перехват радиоактивных веществ из приземного слоя воздуха;

– влияние термофореза, что проявлялось в осаждении аэрозолей над относительно прохладными и влажными ландшафтами (речные долины, болотные массивы, леса) [13, 20, 24, 26, 28].

Химическая и физическая формы радионуклидов в выбросах определялись летучестью их соединений и условиями внутри реактора. Изотопы инертных газов и йод находились в газообразной форме. Основными летучими радионуклидами в выпадениях являлись также $^{129m,132}\text{I}$, $^{131,133}\text{I}$, $^{134,136,137}\text{Cs}$. Топливные частицы составляли наиболее важную часть выброса вблизи ЧАЭС. ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{99}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 виде топливных частиц [44]. Более 90% активности также находилось в топливных частицах. Форма радионуклидов в выбросе определялась расстоянием их атмосферного переноса. Газообразные радионуклиды и конденсированные частицы размером менее микрона распространялись на тысячи километров от ЧАЭС.

Дифференциация частиц радиоактивных выпадений по массе определила более быстрое осаждение радионуклидов и, соответственно, наиболее высокие уровни радиоактивного загрязнения непосредственно вблизи Чернобыльской АЭС [20, 42]. В лесных насаждениях 10-км зоны плотность загрязнения в 1987–1988 г. достигала: по ^{144}Ce и ^{106}Ru – до 37 000 кБк/м², ^{90}Sr – до 7 400 кБк/м², ^{137}Cs – до 18 500 кБк/м², ^{134}Cs – до 9 500 кБк/м², а суммарная поверхностная активность β-излучающих радионуклидов – до 111 000 кБк/м² [16, 22, 24, 43].

Таблица 1.2. Радионуклидный состав загрязнения почв лесных БГЦ 30-км зоны ЧАЭС и Среднерусской возвышенности, % (по данным на 1986 г.) [43]

Регион	^{131}I	^{103}Ru	^{106}Ru	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	$^{140}\text{La} + ^{140}\text{Ba}$	^{141}Ce	^{144}Ce	^{90}Sr
Среднерусская возвышенность, Российская Федерация (на 23.05.1986 г.)										
Брянская обл.	25,0	25,5	–	13,2	25,0	2,7	7,8	–	–	0,8
Калужская обл.	24,6	24,8	–	14,1	26,1	1,8	8,1	–	–	0,5
Тульская обл.	20,9	33,6	–	12,5	24,0	1,9	6,5	–	–	0,6
30-км зона ЧАЭС, Украина (на 10.05.1986 г.)										
5–10 км	5,5	14,1	3,5	0,7	1,2	40,1	5,1	15,1	13,1	1,7
10–30 км	38,4	13,8	3,7	2,6	4,7	21,7	–	7,8	6,5	0,8

В 1989 г. в Беларуси был исследован радионуклидный состав радиоактивных выпадений на пробных площадках, сгруппированных по расстоянию и направлению от ЧАЭС [27] (таблица 1.2). Прослеживается различный парциальный вклад в загрязнении опытных участков радионуклидами ^{144}Ce , $^{134,137}\text{Cs}$, ^{106}Ru и другими по мере удаления от ЧАЭС. Вклад ^{144}Ce в 1986 году на удалении 11–13 км достигал 70%. По мере удаления на север от ЧАЭС вклад этого радионуклида снижался до 40% на расстоянии 25–30 км

и до 20% – на расстоянии 180 км. Вклад радиоизотопов цезия возрастал по мере удаления от источника выпадений с 10% (10–12 км от реактора) до 70% (150–200 км северо-восточнее ЧАЭС). Соотношение в загрязненности различных участков более тугоплавкого ^{144}Ce и легкоплавкого $^{134,137}\text{Cs}$ указывает на преобладание топливной или конденсационной компоненты в составе выпадений. Это может быть объяснено длительным сроком радиоактивных выпадений и наложением на одну и ту же территорию выбросов с различными физико-химическими формами нахождения в них радионуклидов (таблица 1.3).

Таблица 1.3. Динамика вклада γ -излучающих радионуклидов [27]

Расстояние, азимут, группа	Радионуклид	Годы						
		1986	1988	1990	1992	1996	2000	2004
11–13 км, СЗ I	^{137}Cs	9,24	32,13	65,43	85,84	96,91	99,02	99,62
	^{134}Cs	4,17	7,71	8,33	5,8	1,84	0,53	0,14
	^{144}Ce	68,32	42,53	15,57	3,64	0,13	–	–
	^{106}Ru	17,76	16,4	8,89	3,1	0,24	0,01	–
	%*	100	27,24	12,76	9,33	7,55	6,75	6,12
15–20 км, СВ II	^{137}Cs	31,53	61,93	81,75	90,97	97,45	99,22	99,77
	^{134}Cs	15,03	15,67	10,98	6,49	1,96	0,57	0,16
	^{144}Ce	37,44	12,97	3,02	0,6	0,02	–	–
	^{106}Ru	14,44	7,48	2,61	0,77	0,06	–	–
	%*	100	48,62	35,17	30,17	25,68	23	20,79
25–30 км, СЗ III	^{137}Cs	17,28	45,26	73,62	88,77	97,53	99,33	99,79
	^{134}Cs	8,09	11,22	9,67	6,17	1,9	0,54	0,13
	^{144}Ce	42,25	19,79	5,76	1,23	0,07	–	–
	^{106}Ru	31,79	22,92	10,22	3,3	0,26	–	–
	^{125}Sb	0,94	1,41	1,33	0,97	0,43	0,17	0,08
	%*	100	36,73	22,03	17,69	14,75	13,2	11,41
170 км, СВ IV	^{137}Cs	38,79	65,88	82,23	94,02	99,38	99,82	99,93
	^{134}Cs	17,15	15,19	11,09	5,94	0,62	0,18	0,13
	^{144}Ce	22,19	6,7	2,42	0,05	–	–	–
	^{106}Ru	21,86	12,22	4,26	–	–	–	–
	%*	100	55,21	42,4	36,03	31,2	28,21	25,41

* – изменение суммарной поверхностной активности γ -излучающих радионуклидов в почве, % к 1986 г.

Наиболее интенсивное уменьшение суммарной поверхностной активности отмечалось на ближайших к ЧАЭС территориях, загрязнение которых определялось короткоживущими радионуклидами. В частности, на удалении 11–13 км от ЧАЭС, где вклад ^{144}Ce в суммарную плотность загрязнения γ -излучающими радионуклидами достигал 70%, данный показатель снизился в 2 раза уже к 1987 г., в то время как в «дальней» зоне выпадений, где ^{144}Ce было мало – всего лишь на 20%. С 1988–1989 гг. по мере распада короткоживущих радионуклидов темп уменьшения суммарной плотности загрязнения γ -излучателями стал замедляться, а к середине 90-х гг. парциальный вклад ^{137}Cs превысил 95% независимо от зоны радиоактивного загрязнения.

Формирование зон радиоактивного загрязнения зависело от погодных условий. 26 апреля 1986 г. воздушные массы передвигались на запад и северо-запад. В последующие дни направление движения воздушных масс изменилось на юго-восточное. Таким образом, динамичные погодные условия привели к формированию нескольких радиоактивных следов, различающихся как протяженностью, так и радионуклидным составом. Дополнительные коррективы в формирование зон загрязнения вносили атмосферные осадки. Выпадение дождя и вымывание являются важными механизмами переноса радиоактивности на земную поверхность. Дождевые осадки определили более высокие уровни загрязнения и гетерогенность радиоактивных выпадений. Прохождение интенсивных атмосферных осадков на юго-востоке Могилевской и западе Брянской области определили достаточно высокие плотности загрязнения почвы на отдельных участках этого региона [13, 40].

Аварийный выброс радиоактивных веществ был растянут во времени (с 26 апреля по 10 мая), что обусловило сложную конфигурацию радиоактивных следов на местности. Каждый из следов характеризовался специфическими особенностями состава выпавших радионуклидов и их физико-химической формы, что имело важное радиологическое значение для организации последующих реабилитационных работ по ликвидации последствий аварии. Выделяют три основные зоны прохождения чернобыльских радиоактивных облаков: центральную, северо-северо-восточную и северо-восточную [39]. В состав центральной зоны входит ближняя зона, в основном расположенная западнее и северо-западнее ЧАЭС. Зоны с наиболее высокими уровнями загрязнения сконцентрированы в радиусе до 200–300 км от ЧАЭС, максимальные уровни зарегистрированы в 30-км зоне – более 1 500 кБк/м² по ¹³⁷Cs. Северо-северо-восточная зона загрязнения (на расстоянии до 200 км) сформировалась в основном в результате радиоактивных выпадений в период 26–29 апреля 1986 г. Северо-западная зона аварийных выпадений (на расстоянии до 500 км) была образована в конце апреля – начале мая 1986 г., плотности загрязнения территорий ¹³⁷Cs в ней, как правило, не превышают 600 кБк/м². За пределами этих наиболее загрязненных территорий находится довольно много районов с плотностью выпадений ¹³⁷Cs 37–200 кБк/м².

1.2. Динамика изменения радиационной обстановки на территории Республики Беларусь, Российской Федерации и Украины

В результате аварии на Чернобыльской АЭС более 150 тыс. км² территории Беларуси, России и Украины было отнесено к различным зонам радиоактивного загрязнения, в том числе 48 тыс. км² – в Республике Беларусь, около 65 тыс. км² – на территории Российской Федерации и 53,5 тыс. км² – на территории Украины [1, 5–7, 9–12, 23, 34, 38, 44]. С наиболее загрязненных территорий было отселено население. На них также была прекращена или в значительной степени ограничена традиционная хозяйственная деятельность.

1.2.1. Радиоактивное загрязнение территории

Первые ориентировочные карты плотности радиоактивного загрязнения территории ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ были подготовлены в июле 1986 года. В дальнейшем проводилась поэтапная детализация и уточнение карт с учетом пятнистой структуры радиоактивного загрязнения территорий. В 1986–1987 годах основные работы проводились на территориях в пределах изолинии 15 Ки/км² (555 кБк/м²) по ^{137}Cs . К 1990 году география обследований расширилась до изолинии 1 Ки/км² (37 кБк/м²). Официальные оценки Госкомгидромета СССР площадей радиоактивного загрязнения ^{137}Cs были получены на основании совокупности данных радиационного мониторинга к 1990 году (таблица 1.4).

Таблица 1.4. Площади радиоактивного загрязнения территории Беларуси, России и Украины (тыс. км²), загрязненных ^{137}Cs (по данным на конец 1990 г.) [41]

Республика	Общая площадь, тыс. км ²	Плотность загрязнения, кБк/м ²				Всего
		37–185	185–555	555–1480	>1480	
РСФСР (Европейская часть)	3 800,00	39,28	5,45	2,13	0,31	47,17
БССР	210,00	29,92	10,17	4,21	2,15	46,45
УССР	600,00	34,00	1,99	0,82	0,64	37,45
Всего по СССР	4 610,00	103,20	17,61	7,16	3,10	131,07

В кооперации с Комиссией европейских сообществ был создан Атлас радиоактивного загрязнения территории Европы [13]. Сравнение оценок площадей радиоактивного загрязнения 1990 и 1998 годов показывает их близость между собой (таблица 1.5, рисунок 1.1). Исключение составляет зона с плотностью загрязнения 37–185 кБк/м² в России. Дополнительные обследования выявили еще около 12 тыс. км² территорий в удаленных областях России с плотностью ^{137}Cs преимущественно от 37 до 100 кБк/м².

Таблица 1.5. Площадь территорий Беларуси, России и Украины (тыс. км²), загрязненных ^{137}Cs после Чернобыльской аварии по состоянию на 10.05.1986 г. (оценки 1998 г.) [13, 14]

Страна	Общая площадь, тыс. км ²	Плотность загрязнения, кБк/м ²					Всего
		40–100	100–185	185–555	555–1480	>1480	
Россия (Европейская часть)	3 800,00	44,00	7,20	5,90	2,20	0,46	59,80
Беларусь	210,00	21,00	8,70	9,40	4,40	2,60	46,10
Украина	600,00	29,00	4,30	3,60	0,73	0,56	38,20*

* 42,8 тыс. км² по данным Национального доклада 2006 года, при том, что 53 тыс. км² отнесены к зонам радиоактивного загрязнения

Относительная стабильность во времени показателя плотности загрязнения территории населенных пунктов, сельскохозяйственных угодий, лесных массивов долгоживущими радионуклидами (в первую очередь ^{137}Cs) привели к тому, что референтные значения плотности загрязнения были использованы в качестве основного критерия радиационной безопасности наряду с дозой облучения населения. Это было закреплено в законах

трех стран в форме граничных величин для зон загрязнения и использовано при стратегическом планировании мер радиационной и социальной защиты населения.

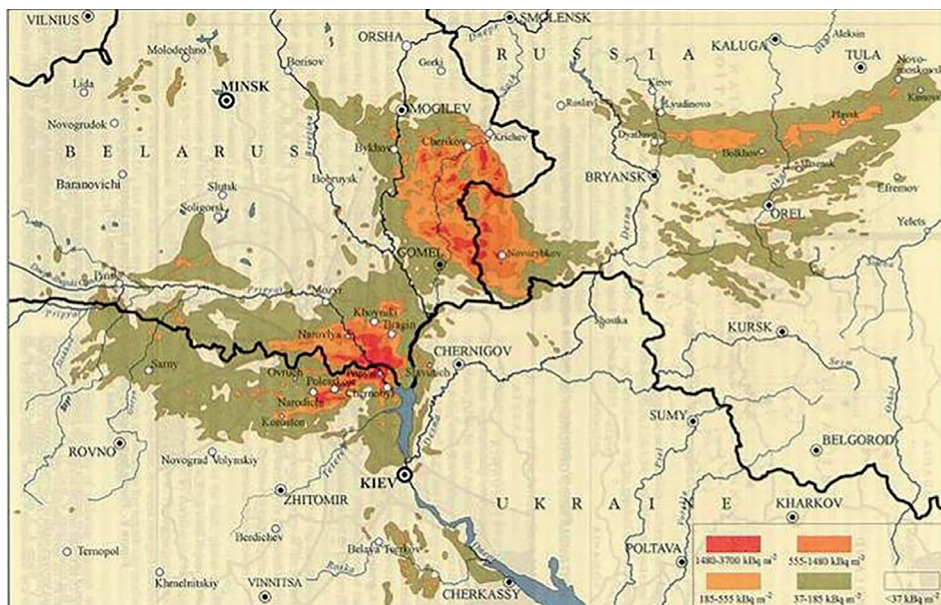


Рисунок 1.1. Плотность загрязнения территории ^{137}Cs в Беларуси, России и Украине [46]

Темпы сокращения площадей, загрязненных выше $1 \text{ Ки}/\text{км}^2$ ($37 \text{ kBq}/\text{m}^2$), за счет физического распада довольно существенно различаются между странами. Если в Беларуси к 2006 году сокращение общей площади территории, загрязненной выше $1 \text{ Ки}/\text{км}^2$, произошло в 1,2 раза (по отношению к 1986 г.), то в России – в 2,0 раза и в Украине – в 1,7 раза. К 2016 году (один период полураспада ^{137}Cs) сокращение общей площади составило 1,5, 2,9 и 2,7 раза, соответственно. В отдаленной перспективе к 2046 году (2 периода полураспада ^{137}Cs) сокращение площадей с плотностью загрязнения ^{137}Cs выше $1 \text{ Ки}/\text{км}^2$ ($37 \text{ kBq}/\text{m}^2$) в трех странах по отношению к 1986 году составит 2,4, 5,0 и 7,0 раз, соответственно. Сокращение загрязненной территории за счет миграционных процессов ^{137}Cs существенно менее значимо по сравнению с радиоактивным распадом.

Беларусь. В результате аварии на Чернобыльской АЭС загрязнению ^{137}Cs подверглось 46,5 тыс. км^2 территории Беларуси в 6 административных областях (по данным на 1991 г., впоследствии площадь увеличена и составляет 48 тыс. км^2). Уровни загрязнения территории ^{90}Sr выше $5,5 \text{ kBq}/\text{m}^2$ обнаружены на площади 21,1 тыс. км^2 в Гомельской и Могилевской областях. Загрязнение территории изотопами $^{238,239+240}\text{Pu}$ с плотностью более $0,37 \text{ kBq}/\text{m}^2$ охватывало около 4,0 тыс. км^2 . Эти территории находятся преимущественно в 5 районах Гомельской области и Чериковском районе Могилевской области [18].

С 1986 по 2013 г. в результате радиоактивного распада площади с уровнем загрязнения ^{137}Cs выше $37 \text{ kBq}/\text{m}^2$ ($1 \text{ Ки}/\text{км}^2$) уменьши-

лись с 46,5 до 30,1 тыс. км² или в 1,6 раза. Из общей загрязненной площади 20,86 тыс. км² (69%) имеет плотность 37–185 кБк/м² (1–5 Ки/км²), 6,60 тыс. км² (22%) – 185–555 кБк/м² (5–15 Ки/км²) и 2,64 тыс. км² – выше 555 кБк/м² (выше 15 Ки/км²) (таблица 1.6). К 2016 и 2046 гг. к загрязненным ¹³⁷Cs выше 37 кБк/м² (1 Ки/км²) областям Беларуси будут продолжать относиться Гомельская, Могилевская и Брестская области. Сокращение загрязненной чернобыльскими радионуклидами территории к 2046 году составит в 2,4 раза по сравнению с 1986 годом (внутри изолинии 37 кБк/м²) (рисунки 1.2–1.4).

Таблица 1.6. Загрязнение территории Республики Беларусь ¹³⁷Cs (на 01.01.2013 г.) [36]

Область	Всего загрязнено		В том числе загрязнено тыс. км ² с уровнем (Ки/км ²)			
	тыс. км ²	% к общей площади территории	1–5	5–15	15–40	>40
Брестская	2,37	7,23	2,30	0,07	–	–
Витебская	0,01	0,03	0,01	–	–	–
Гомельская	18,33	45,37	11,70	4,72	1,54	0,37
Гродненская	0,61	2,41	0,60	<0,01	–	–
Минская	0,90	2,25	0,90	<0,01	–	–
Могилевская	7,88	27,08	5,35	1,80	0,68	0,05
Всего	30,10	14,50	20,86	6,60	2,22	0,42

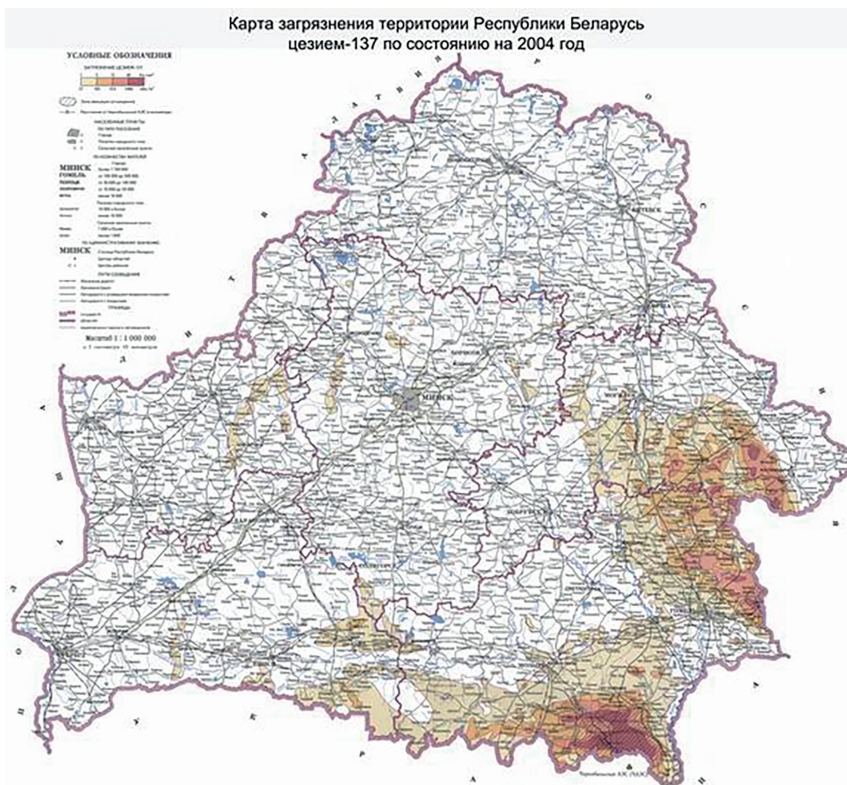


Рисунок 1.2. Плотность загрязнения ¹³⁷Cs территории Беларуси на 2004 год [14]

Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС:
биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий



Рисунок 1.3. Плотность загрязнения ¹³⁷Cs территории Беларуси на 2016 год



Рисунок 1.4. Плотность загрязнения ¹³⁷Cs территории Беларуси на 2046 год

За послеаварийный период площадь территории республики, загрязненной ^{90}Sr , с уровнем выше $5,5 \text{ кБк/м}^2$ (выше $0,15 \text{ Ки/км}^2$) уменьшилась с $21,1$ до $13,3$ тыс. км^2 или в $1,5$ раза. Из общей площади, загрязненной ^{90}Sr , $8,69$ тыс. км^2 ($67,6\%$) загрязнено с плотностью $5,5\text{--}18,5 \text{ кБк/м}^2$ ($0,15\text{--}0,5 \text{ Ки/км}^2$), $3,73$ тыс. км^2 (27%) – с плотностью $18,5\text{--}74 \text{ кБк/м}^2$ ($0,5\text{--}2,0 \text{ Ки/км}^2$) и незначительная часть, $0,73$ тыс. км^2 ($5,3\%$) – с плотностью $74,0 \text{ кБк/м}^2$ ($2,0 \text{ Ки/км}^2$) и выше (таблица 1.7). Основные площади с плотностью загрязнения ^{90}Sr выше $5,5 \text{ кБк/м}^2$ находятся в Гомельской области ($10,11$ тыс. км^2 или 85%).

Таблица 1.7. Загрязнение территории Республики Беларусь ^{90}Sr (на 01.01.2013 г.) [36]

Область	Всего загрязнено		В том числе загрязнено тыс. км^2 с уровнем (Ки/ км^2)			
	тыс. км^2	% к общей площади территории	0,15–0,5	0,5–2,0	2,0–3,0	>3,0
Брестская	0,01	<0,04	0,01	–	–	–
Гомельская	10,11	24,10	6,78	2,49	0,21	0,63
Могилевская	1,83	6,30	1,83	–	–	–
Всего	11,95	5,60	8,62	2,49	0,21	0,63

Россия. Оценки, проведенные Ю.А. Израэлем с соавторами по загрязнению ^{137}Cs территории России, показывают, что суммарный запас радионуклида составил $56,7$ ПБк ($1,53$ млн. Ки) [17]. На глобальное загрязнение приходится 58% , на чернобыльские выпадения – 38% (из них около 90% – на Европейской части страны, на аварийные выпадения вследствие аварий на ПО «Маяк» – $3,6\%$, на жидкие радиоактивные сбросы Красноярского ГХК – $0,45\%$ и менее $0,1\%$ – на прочие сбросы и выбросы предприятий ЯТЦ).

В результате аварии на ЧАЭС 21 субъект Российской Федерации были загрязнены ^{137}Cs с уровнями, превышающими 37 кБк/м^2 (1 Ки/км^2). Общая площадь загрязнения ^{137}Cs выше 37 кБк/м^2 (по состоянию на 1986 год) составила $64,69$ тыс. км^2 [15]. Отметим, что эта оценка отличается в большую сторону от оценки 1998 года ($59,8$ тыс. км^2) на $7,5\%$ и от оценки 1990 года ($47,17$ тыс. км^2) – на 27% .

К 2006 г. площадь загрязнения уменьшилась примерно в 2 раза и составила $31,12$ тыс. км^2 , к 2016 г. – $22,55$, а к 2046 г. по прогнозу составит $12,53$ тыс. км^2 (таблица 1.8).

Таблица 1.8. Прогноз изменения площадей с различными уровнями загрязнения ^{137}Cs в России, км^2 [15]

Годы	Площади с различными уровнями загрязнения ^{137}Cs , кБк/м^2				
	37–185	185–555	555–1480	>1480	Всего
1986	56 260	5780	2070	580	64 690
1996	48 980	5330	1900	310	56 520
2006	26 260	3540	1280	40	31 120
2016	18 920	2780	850		22 550
2026	15 040	2700	625		18 365
2036	12 500	2340	190		15 330
2046	10 930	1 500	100		12 530

**Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС:
биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий**

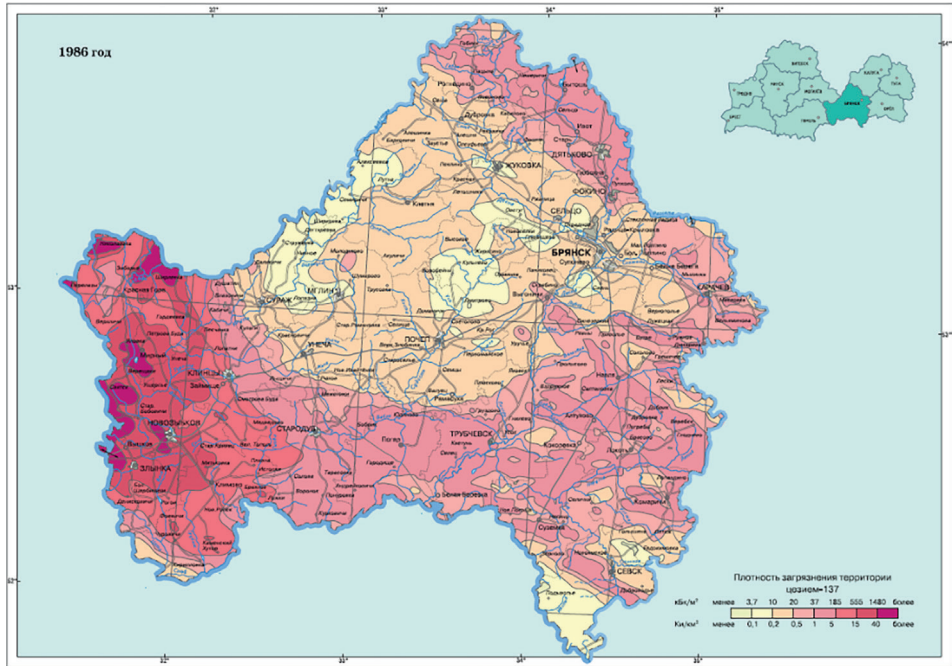


Рисунок 1.5. Загрязнения ^{137}Cs территории Брянской области в 1986 г. [14]

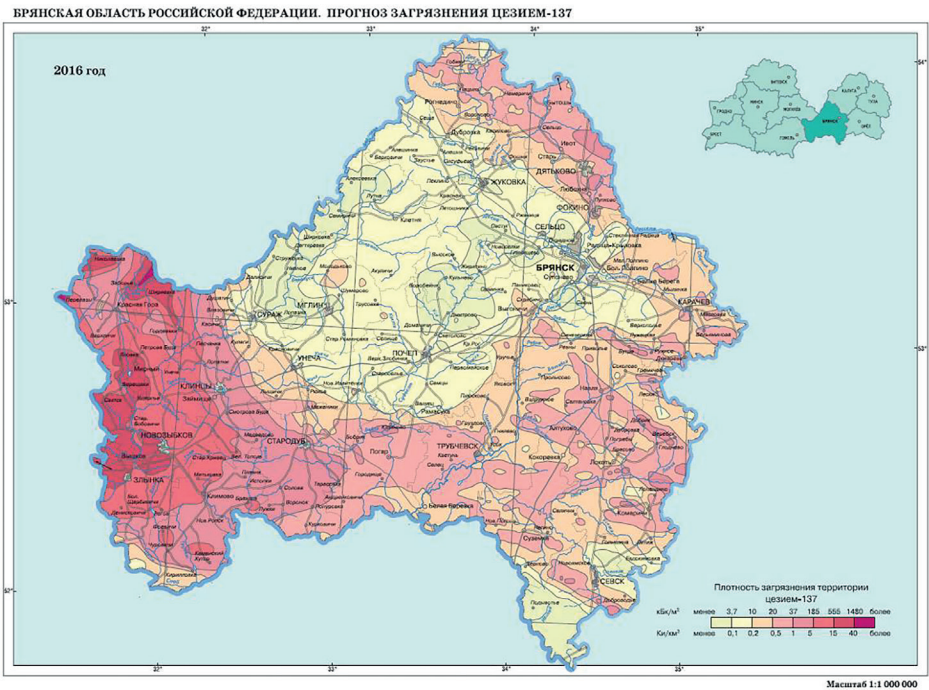


Рисунок 1.6. Загрязнение ^{137}Cs территории Брянской области в 2016 г.

Наиболее высокие уровни загрязнения зарегистрированы в Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областях. Реализация зонального принципа классификации территорий, подвергшихся воздействию аварийных выбросов, привела к выделению 4 зон по плотности загрязнения ^{137}Cs : 37–185 (1–5), 185–555 (5–15), 555–1480 (15–40) и более 1480 (40) кБк/м² (Ки/км²). Площади с плотностью загрязнения 185–555 кБк/м² составили около 5500 км², 555–1480 – 2100, свыше 1480 кБк/м² – 310 км². В наибольшей степени загрязненной ^{137}Cs оказалась территория Брянской области, где даже в 2046 году будут наблюдаться отдельные участки с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs выше 555 кБк/м² (рисунки 1.5–1.7).

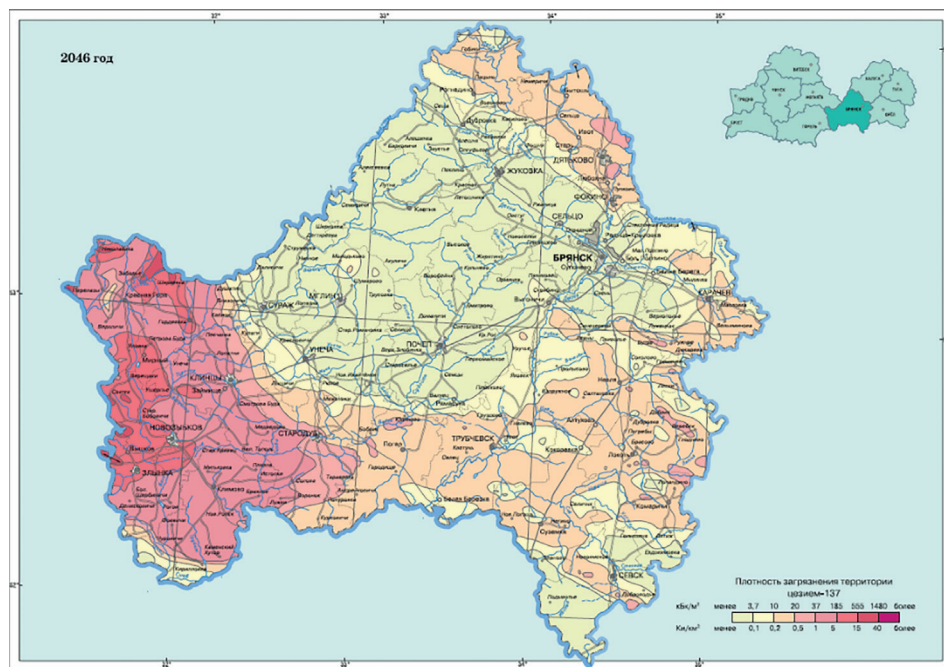


Рисунок 1.7. Прогноз загрязнения территории Брянской области в 2046 г.

Украина. По состоянию на 1986 год 42,8 тыс. км² территории Украины были загрязнены ^{137}Cs выше 40 кБк/м² (таблица 1.9). После уточнения общая площадь зон радиоактивного загрязнения в Украине составила 53,5 тыс. км², при этом на земли сельскохозяйственного использования с плотностью загрязнения больше 37 кБк/м² приходится 1,2 млн. га (рисунок 1.8).

В настоящее время за счет радиоактивного распада ^{137}Cs эта площадь уменьшилась более чем в 2 раза, но при этом 53 тыс. км² территории Украины остаются отнесенными к различным зонам радиоактивного загрязнения. К 2006 г. площадь загрязнения в 4 из 12 областей не превышает 100 км², а сокращение загрязненной территории с плотностью, превышающей 40 кБк/м², произошло в 1,7 раза (таблица 1.9). Особенностью загрязнения территории Украины является наличие 30-км зоны вокруг ЧАЭС, в пределах которой характерны высокие уровни загрязнения ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ (рисунки 1.9–1.11).

**Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС:
биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий**

**Таблица 1.9. Площадь загрязнения территории Украины ^{137}Cs в 1986 и 2011 гг.
[34, 36, 45]**

Территория	Площадь, тыс. км ²	Год	Площадь территории с плотностью загрязнения ^{137}Cs , кБк/м ²		
			40–185	185–555	>555
Волынская	20,2	1986	1,7	–	–
		2011	0,2	–	–
Житомирская	29,9	1986	8,7	1,7	0,64
		2011	6,3	1,1	0,33
Киевская	28,9	1986	8,8	1,6	1,0
		2011	4,6	0,9	0,7
Ровенская	20,1	1986	6,9	0,5	–
		2011	0,7	0,1	–
Черниговская	31,9	1986	9,9	5,8	–
		2011	3,9	2,1	–
В т. ч. зона отчуждения	2,6	1986	–	0,9	0,9
		2011	–	0,8	0,5
Всего по Украине	603,7	1986	37,5	3,7	1,6
		2011	18,4	2,0	1,1



Рисунок 1.8. Зоны загрязнения территории Украины

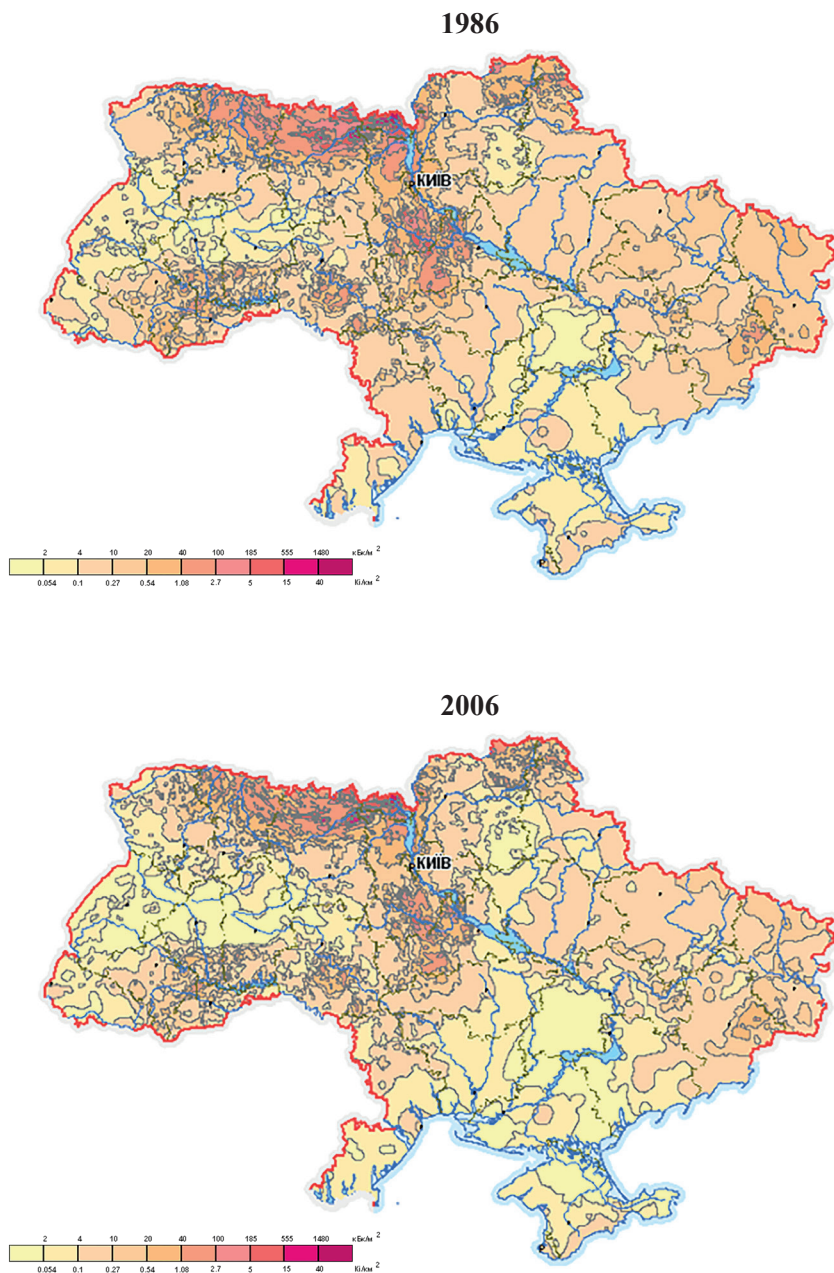
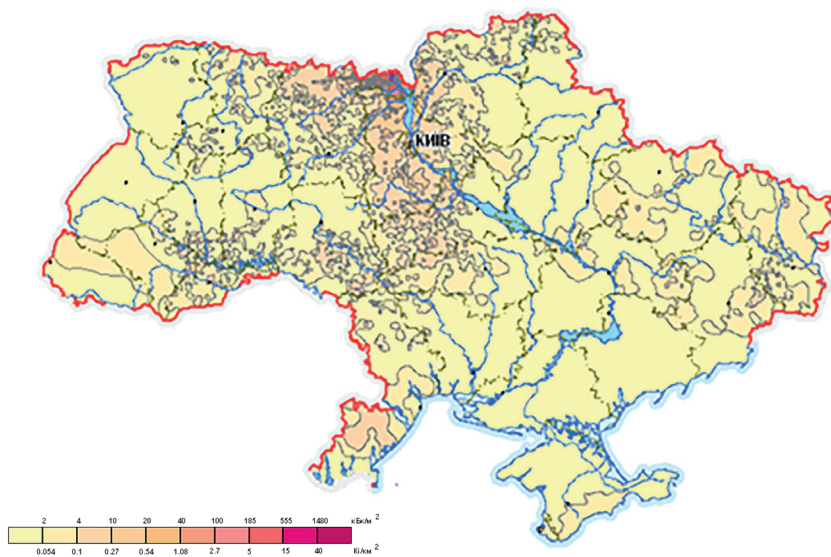


Рисунок 1.9. Плотность загрязнения территории Украины ¹³⁷Cs по состоянию на 1986 и 2006 год

1986



2006

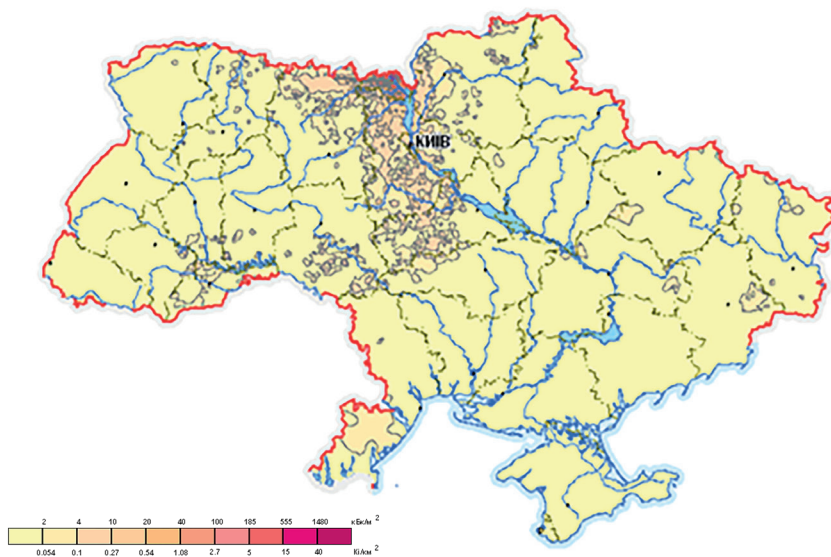


Рисунок 1.10. Плотность загрязнения территории Украины ^{90}Sr по состоянию на 1986 и 2006 год

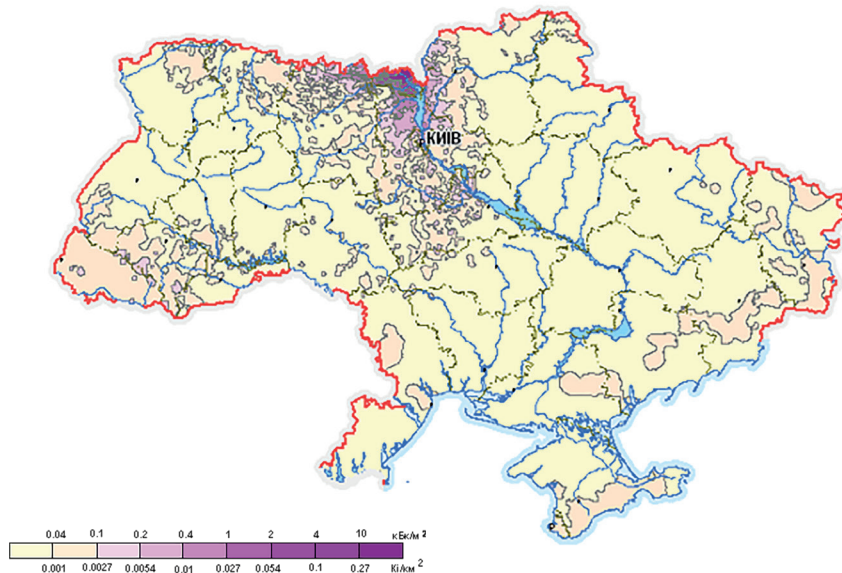


Рисунок 1.11. Плотность загрязнения территории Украины $^{239+240}\text{Pu}$ [45]

1.2.2. Радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных земель

Территории Беларуси, России и Украины, подвергшиеся загрязнению, относятся к территориям интенсивного ведения сельскохозяйственного производства. Длительная опасность загрязнения сельскохозяйственных территорий (десятки лет и более) связана с выпадением долгоживущих биологически активных радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Таблица 1.10. Загрязнение сельскохозяйственных земель на территории Беларуси, России и Украины [47]

Страна	Плотность загрязнения ^{137}Cs , кБк/м ²			
	37–185	185–555	555–1480	Всего
Беларусь	946 200	375 900	112 200	1 434 300
Россия	1 562 500	368 200	98 300	2 029 000
Украина	774 650	90 387	27 039	892 076
Общее для трех стран	3 283 350	834 487	237 539	4 355 376

В Беларуси первоначально было загрязнено ^{137}Cs с плотностью выше 37 кБк/м² (выше 1 Ки/км²) 1866,0 тыс. га сельскохозяйственных земель (около 20% их общей площади) в 59 административных районах, в том числе 1725,0 тыс. га с плотностью загрязнения до 555 кБк/м² (до 15 Ки/км²) и 141,0 тыс. га – от 555 до 1480 кБк/м² (от 15 до 40 Ки/км²). В результате из оборота выведено 265,4 тыс. га земель, в том числе – 84,1 тыс. га пахотных. В результате радиоактивного распада площадь загрязненных сельскохозяйственных земель сократилась с 1,48 до 1,00 млн. га. Ежегодно площадь земель с плотностью загрязнения 37 кБк/м² и выше уменьшается в среднем на 10–35 тыс. га или на 1,5–2,0%.

В настоящее время в сельскохозяйственном пользовании находится около 1,0 млн. га земель, загрязненных ^{137}Cs с плотностью 37 кБк/м² и выше, из них 596,5 тыс. га (59,5%) занимают пахотные земли и 406,3 тыс. га (40,5%) – луговые земли (таблица 1.11). Земли с плотностью 37–185 кБк/м² (1,0–4,9 Ки/км²) занимают 780,2 тыс. га, от 185 до 555 кБк/м² (5–15 Ки/км²) – 156,1 тыс. га или 15,6% от общей площади. Также ведется сельскохозяйственное производство на 26,7 тыс. га земель с высокой плотностью загрязнения ^{137}Cs – от 555 до 1480 кБк/м² (15–40 Ки/км²).

Таблица 1.11. Распределение сельскохозяйственных угодий Беларуси по плотности загрязнения ^{137}Cs , тыс. га (по состоянию на 01.01.2006 г.)

Область	Всего	Плотность загрязнения, кБк/м ² (Ки/км ²)			
		37–185 (1–5)	185–555 (5–15)	555–1110 (15–40)	более 1480 (более 40)
Брестская	76,5	73,2	3,1	0,1	0
Витебская	0,5	0,5	0	0	0
Гомельская	602,7	443,7	139,1	19,8	0,2
Гродненская	33,6	33,1	0,5	0	0
Минская	58,4	56,4	2,0	0	0
Могилевская	284,1	197,1	75,8	11,2	0
Всего	1055,8	804,0	220,5	31,0	0,2

В Беларуси в сельскохозяйственном пользовании находится 339,7 тыс. га земель, загрязненных ^{90}Sr с плотностью 5,55 кБк/м² и выше (таблица 1.12). По уровню загрязнения преобладают земли с плотностью 5,55–11,10 кБк/м² (0,15–0,30 Ки/км²) – 195,6 тыс. га (57,6%) от общей площади. В Гомельской области имеются значительные массивы земель (144,3 тыс. га), загрязненных ^{90}Sr с плотностью от 11,47 до 111,0 кБк/м² (0,31–3,0 Ки/км²).

Таблица 1.12. Распределение сельскохозяйственных угодий Беларуси по плотности загрязнения почв ^{90}Sr , тыс. га (по состоянию на 01.01.2006 г.)

Область	Всего	Плотность загрязнения, кБк/м ² (Ки/км ²)			
		5,55–18,5 (0,15–0,50)	18,5–74,0 (0,5–2,0)	74–111 (2,0–3,0)	более 111 (более 3,0)
Брестская	1,40	1,4	0	0	0
Витебская	0	0	0	0	0
Гомельская	352,6	272,0	78,3	2,3	0,07
Гродненская	0	0	0	0	0
Минская	0,05	0,05	0	0	0
Могилевская	20,9	20,9	0	0	0
Всего	375,0	294,3	78,3	2,3	0,07

В России в результате аварии на ЧАЭС в зону загрязнения попало около 15 млн. га сельскохозяйственных земель, из них более 2,3 млн. га с высокими уровнями загрязнения зарегистрировано в Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областях. Сельскохозяйственное производство в этих областях велось на площади 6,69 млн. га, из которых 34% имели уровни загрязнения ^{137}Cs свыше 37 кБк/м². Доля земель с плотностью загрязнения от 37 до 185 кБк/м² составляла 79,2%, от 185 до 555 – 15,8%,

555–1480 кБк/м² – 4,3% [14]. Максимальные плотности радиоактивных выпадений ¹³⁷Cs (свыше 1480 кБк/м²) были выявлены в Брянской области, где 17,1 тыс. га сельскохозяйственных угодий временно выведены из землепользования, в том числе сенокосов и пастбищ – 9,8 тыс. га, а пахотных земель – 7,3 тыс. га. Загрязнение земель ⁹⁰Sr было незначительным и не потребовало применения защитных мероприятий.

Через 30 лет после аварии на ЧАЭС радиационная обстановка существенно улучшилась. В результате радиоактивного распада ¹³⁷Cs площадь загрязненных сельскохозяйственных земель с плотностью загрязнения свыше 37 кБк/м² сократилась на 33,7%, в том числе по Брянской области – на 40%, Калужской – на 17,4%, Орловской – на 36,9% и Тульской – на 28,5%. Площади земель с плотностью загрязнения 37–185 кБк/м² сократились, соответственно, на 35,1, 3,7, 36,4 и 23,1%; 185–555 кБк/м² – на 32,8, 61,9, 55,8 и 56,2%. В Брянской области площадь земель с плотностью загрязнения 555–1480 кБк/м² уменьшилась на 68,3%, а свыше 1480 кБк/м² – на 68,1%. При этом основная часть из них имеет плотность загрязнения ¹³⁷Cs ниже 185 кБк/м² – 62,2% в Брянской области, 94,6% – в Калужской, 99% – в Орловской и 95,1% в Тульской области (таблица 1.13).

Таблица 1.13. Динамика площадей сельскохозяйственных земель, загрязненных ¹³⁷Cs, по зонам радиоактивного загрязнения в России, га [33]

Область	Год	Плотность загрязнения почв ¹³⁷ Cs, кБк/м ²				Всего
		37–185	185–555	555–1480	>1480	
Брянская	1987	401 400	186 600	97 600	17106	702 706
	2007	260 400	125 400	30 900	5 450	422 150
	2015	235 200	110 600	27 900	4 600	378 300
Калужская	1987	111 700	33 100	700	–	145 500
	2007	107 531	12 599	3	–	120 133
	2015	93 733	5 397	–	–	99 130
Орловская	1987	652 086	16 668	–	–	668 754
	2007	414 660	7 362	–	–	422 022
	2015	413 620	3 989	–	–	417 579
Тульская	1987	653 000	125 700	–	–	778 700
	2007	502 100	55 000	–	–	557 100
	2015	488 050	24 910	–	–	512 960

* по данным Брянского, Калужского, Тульского, Плавского, Орловского и Верховского центров химизации и сельскохозяйственной радиологии МСХ РФ

По состоянию на 01.12.2013 г. на территории Брянской области площади сельхозугодий с плотностью загрязнения свыше 37 кБк/м² составляют 38,4 тыс. га, свыше 185 кБк/м² – 143,2 тыс. га и свыше 555 кБк/м² – 32,5 тыс. га. Площадь угодий, находящихся в зоне отчуждения (плотность загрязнения ¹³⁷Cs свыше 1480 кБк/м²), сократилась и составляет 4,6 тыс. га. Площади сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения выше 37 кБк/м² составляют в настоящее время в Калужской области 74,9 тыс. га,

**Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС:
биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий**

в том числе выше 185 кБк/м² – около 2,27 тыс. га. На территории трех наиболее загрязненных районов (Ульяновского, Жиздринского и Хвастовичского) площади земель с плотностью загрязнения ¹³⁷Cs свыше 37 кБк/м² составляют 71,26 тыс. га (6,6%).

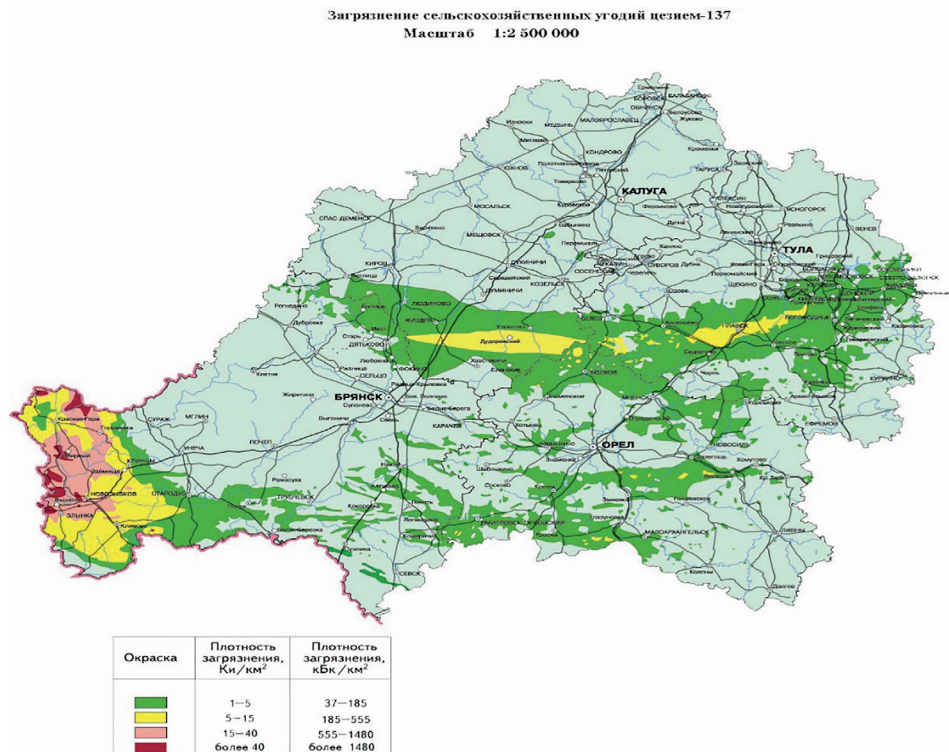


Рисунок 1.12. Карта-схема загрязнения ¹³⁷Cs сельскохозяйственных угодий в Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областях Российской Федерации

Таблица 1.14. Сельскохозяйственные угодья, временно выведенные из землепользования на территории Брянской области России (1987–1991 гг.)*

Район	Площадь сельхозугодий, га		
	Всего	Пашня	Сенокосы и пастбища
Гордеевский	2731	555	2176
Злынковский	1014	187	827
Клинцовский	1209	–	1209
Красногорский	6287	3649	2638
Новозыбковский	5699	2692	3007
Прочие земли	160	–	–
По области	17100	7083	9857

* данные ФГУ Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Брянский»

На территории Российской Федерации в зоне отчуждения оказались сельскохозяйственные угодья в Брянской области (таблица 1.14). В зону отчуждения вошли земли 23 хозяйств Гордеевского, Злынковского,

Клинцовского, Красногорского и Новозыбковского районов Брянской области. Сельскохозяйственные угодья, временно выведенные из землепользования в юго-западных районах Брянской области, характеризуются неоднородностью по плотности загрязнения, разнообразием почвенного покрова, варьированием агрохимических характеристик почв. Особенностью формирования зоны отчуждения в Брянской области является ее территориальная раздробленность.

Данные последнего тура радиологического обследования показали, что на начало 2014 г. площади земель с плотностью загрязнения по ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м² сократились и составляют в Гордеевском районе 8,1%, в Злынковском – 5,4%, в Клинцовском – 31,9%, в Красногорском – 55,4%, в Новозыбковском – 11,7% от ранее выведенных из оборота земель. Общая площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м² в настоящее время составляет 26,9% от площади выведенных из землепользования земель, то есть 4,6 тыс. га (рисунок 1.13). Остальные земли по радиологическому критерию (плотность загрязнения) могут быть возвращены в хозяйственное использование.

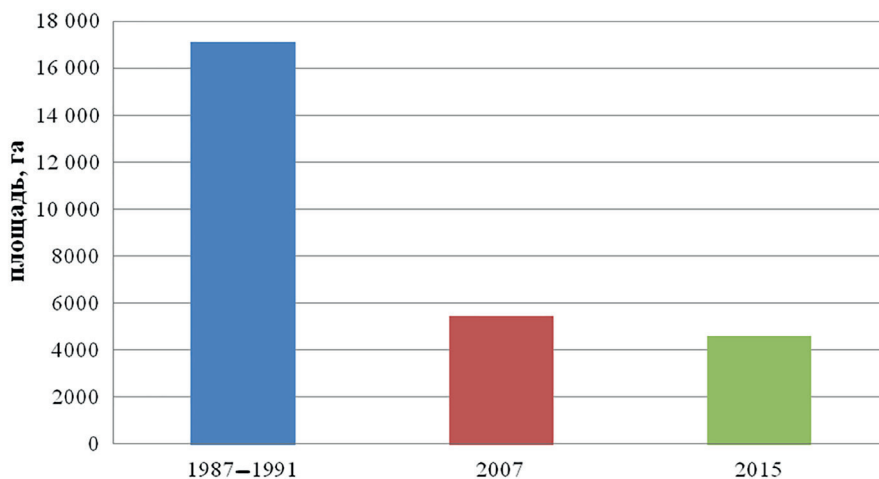


Рисунок 1.13. Динамика изменения площадей земель с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м²

В Украине в 1995 г. к зонам радиоактивного загрязнения ^{137}Cs было отнесено 6694,2 тыс. га сельскохозяйственных угодий, из них 83,3% имеют плотность загрязнения менее 37 кБк/м² (таблица 1.15). В настоящее время на территории Украины остается загрязненными 3,8 млн. га, из них 1,2 млн. га сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs выше 40 кБк/м². Требуется реабилитации 130,6 тыс. га сельскохозяйственных угодий, которые после аварии были выведены из землепользования.

Таблица 1.15. Распределение площадей сельскохозяйственных угодий Украины по плотности загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs на 01.01.1995 г., тыс. га [45]

Область	Общая площадь, га	Плотность загрязнения, кБк/м ²							
		^{137}Cs				^{90}Sr			
		<37	37–185	185–555	>555	<0,74	0,74–5,55	5,55–111	>111
Винницкая	238,2	160,5	77,2	0,5	–	13,7	181,0	43,4	–
Волынская	161,6	155,2	6,3	0,1	–	–	–	–	–
Житомирская	618,0	291,1	238,0	42,7	9,9	44,8	1268,1	104,3	0,6
Киевская	1537,0	1276,1	212,6	31,6	16,7	29,7	96,1	44,6	0,2
Ровенская	288,7	134,2	310,9	10,7	–	–	–	–	–
Сумская	127,6	115,9	6,4	0,2	–	20,9	–	–	–
Тернопольская	93,8	83,4	10,4	–	–	10,5	85,2	–	–
Черниговская	1836,9	1762,3	6,9	5,4	0,5	53,0	1694,6	87,7	0,6
Черновицкая	135,5	118,2	17,1	0,5	–	23,7	97,0	4,9	–
Черкасская	1326,1	1209,2	110,300	6,5	0,05	–	–	–	0,07
Хмельницкая	238,3	198,6	19,79	–	–	48,7	149,2	20,5	–
Ивано-Франковская	92,4	71,3	19,163	0,9	–	22,0	67,1	2,2	–
Всего по Украине	6694,2	5576,0	1034,9	98,9	27,1	267,0	3638,2	307,8	1,4

Загрязнение огромного количества сельскохозяйственных угодий Украины внесло коррективы в систему землепользования страны. В 1991 года был принят Закон Украины № 791а-ХІІ «О правовом режиме территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате Чернобыльской катастрофы» [11], согласно которому в Зоне отчуждения и Зоне безусловного (обязательного) отселения запрещается производство товарной продукции. Сельскохозяйственные угодья с плотностью загрязнения минеральных почв выше 555 кБк/м² и торфяных почв выше 185 кБк/м² выведены из землепользования.

1.2.3. Радиоактивное загрязнение лесного фонда

Беларусь. Территория радиоактивного загрязнения лесного фонда Республики Беларусь составляет на 01.01.2012 г. 1,8 млн. га или 18,8% от общей площади лесов республики (таблица 1.16). Лесной фонд Министерства лесного хозяйства отнесен к зонам радиоактивного загрязнения на площади в 1,504 млн. га (18,7%). Площадь лесного фонда, отнесенная к 1-й зоне с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs от 37 до 185 кБк/м², составляет 1,055 млн. га (70% от загрязненной территории), ко 2-й зоне (185–555 кБк/м²) – 0,303 млн. га (20%), к 3-й зоне (555–1480 кБк/м²) – 0,142 млн. га (9,4%), к 4-й зоне (1480 кБк/м² и более) – 0,005 млн. га (0,3%). В 2016 г. площади загрязненных лесов составили около 1,35 тыс. га (рисунок 1.14).

Таблица 1.16. Распределение территории лесного фонда республики Беларусь по плотности загрязнения почв ^{137}Cs по состоянию на 01.01.2006 г., тыс. га [14]

Область	Всего	Плотность загрязнения, кБк/м ² (Ки/км ²)			
		37–185 (1–5)	185–555 (5–15)	555–1480 (15–40)	более 1480 (более 40)
Брестская	96,1	88,7	7,3	0,1	0
Витебская	0,7	0,7	0	0	0
Гомельская	1082,4	742,1	218,9	114,5	6,9
Гродненская	63,0	62,6	0,4	0	0
Минская	67,5	66,6	0,9	0	0
Могилевская	479,2	325,1	90,9	56,3	6,9
Всего	1788,9	1285,8	318,4	170,9	13,8

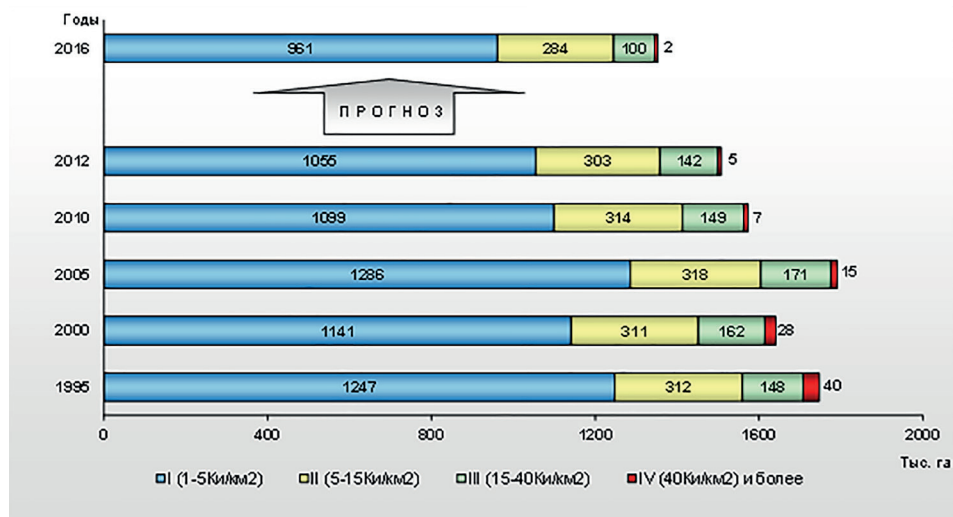


Рисунок 1.14. Динамика изменения площади загрязненных лесов Беларуси по зонам загрязнения [36]

Радиационная обстановка в лесах ежегодно уточняется путем проведения радиационного обследования лесных кварталов на площади до 200 тыс. га, в результате чего устанавливают уменьшение площади радиоактивного загрязнения до 2%.

На территории радиоактивного загрязнения лесохозяйственные мероприятия, лесопользование осуществляются в соответствии с «Правилами ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения» [4]. Правила регламентируют проведение лесохозяйственных мероприятий с учетом плотности загрязнения почв ^{137}Cs (рисунок 1.15). Рубки леса проводятся при плотности до 1480 кБк/м² (40 Ки/км²) при условии обеспечения норм и правил по радиационной безопасности: доза облучения не должна превышать 1 мЗв/год, содержание ^{137}Cs не должно превышать допустимых уровней РДУ/ЛХ-2001 (таблица 1.17) [2].

**РЕГЛАМЕНТАЦИИ ЛЕСОХОЗЯЙСТВЕННОЙ И ИНОЙ
ДЕЯТЕЛЬНОСТИ В ЗОНАХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ**
(«+» – разрешается, «-» – запрещается)

№ п/п	Лесохозяйственные мероприятия	Зона (подзона)				
		IA	IB	II	III	IV
2.	Лесокультурные работы					
2.1.	Заготовка семян	+	+	+	-	-
2.2.	Выращивание сеянцев в питомниках	+	+	+	-	-
2.3.	Содействие естественному возобновлению леса	+	+	+	+	*
2.4.	Создание лесных культур, уход, техническая инвентаризация	+	+	+	+	+
3.	Охрана и защита лесов					
3.1.	Охрана лесов от пожаров	+	+	+	+	+
3.2.	Охрана лесов от лесонарушений	+	+	+	+	+
3.3.	Защита лесов от вредителей и болезней	+	+	+	+	+
4.	Рубки леса					
4.1.	Рубки главного пользования	+	+	+	+	*
4.2.	Рубки промежуточного пользования	+	+	+	+	*
4.3.	Прочие рубки	+	+	+	+	*

**БЕЗОПАСНЫЕ УСЛОВИЯ ТРУДА
РАБОТНИКОВ**

доза внешнего
облучения меньше
1 мЗв/год

**ПОСТАВКА НОРМАТИВНО
ЧИСТОЙ ПРОДУКЦИИ**

содержание радионуклидов
меньше допустимого
уровня (РДУ)

Рисунок 1.15. Регламентация лесохозяйственной и иной деятельности в зонах радиоактивного загрязнения

Таблица 1.17. Регламентация рубки леса по зонам радиоактивного загрязнения

Лесохозяйственные мероприятия	Плотность, Ки/км ²			
	1–5	5–15	15–40	40 и >
Рубки леса				
Рубки главного пользования	+	+	+	-
Рубки промежуточного пользования	+	+	+	-
Прочие рубки	+	+	+	+

* выполняется по специальным регламентам (проектам)

Россия. Лесные угодья 19 субъектов Российской Федерации общей площадью более 1,5 млн. га попали в зону радиоактивных выпадений после аварии на ЧАЭС (таблица 1.18). На этой территории ведут хозяйственную деятельность 321 лесничество. К 2016 г. около 1,0 млн. га лесных угодий располагается на территориях с плотностью загрязнения ¹³⁷Cs выше 37 кБк/м² (1 Ки/км²) (таблица 1.19). В связи с улучшением радиационной обстановки

к 2006 г. оценивается загрязнение лесов в 15 субъектах, а в 2016 году – в 12. Леса расположены в различных природно-климатических зонах и лесных районах. Радиоактивное загрязнение в 4 наиболее пострадавших областях (Брянская, Калужская, Орловская и Тульская) привело к частичному нарушению сложившегося режима ведения лесного хозяйства, создало ряд ограничений многоцелевого использования лесов и лесных ресурсов. В основном эти ограничения затрагивают Брянскую и частично Калужскую области.

Таблица 1.18. Распределение территории лесного фонда Российской Федерации по плотности загрязнения почв ^{137}Cs по состоянию на 01.01.2006 г., тыс. га [14]

Субъект Российской Федерации	Всего	Плотность загрязнения, кБк/м ² (Ки/км ²)			
		37–185 (1–5)	185–555 (5–15)	555–1480 (15–40)	более 1480 (более 40)
Белгородская область	13,8	13,8	–	–	–
Брянская область	292,1	182,2	71,8	35,5	2,6
Воронежская область	10,8	10,8	–	–	–
Калужская область	223,6	191,1	32,5	0	–
Курская область	22,6	22,4	0,2	–	–
Ленинградская область	85,7	85,7	–	–	–
Липецкая область	8,2	8,2	–	–	–
Республика Мордовия	1,3	1,3	–	–	–
Орловская область	110,1	109,8	0,3	–	–
Пензенская область	132,2	132,2	–	–	–
Рязанская область	46,6	46,5	0,1	–	–
Смоленская область	5,0	5,0	–	–	–
Тамбовская область	1,7	1,7	–	–	–
Тульская область	84,15	78,2	5,9	0,05	–
Ульяновская область	41,2	41,2	–	–	–
Всего	1079,05	930,1	110,8	35,55	2,6

Таблица 1.19. Прогноз изменения площади загрязнения ^{137}Cs лесного фонда Российской Федерации, тыс. га

Субъекты РФ	Год			
	2006	2016	2046	2056
Белгородская область	13,8	11,9	5,6	1,3
Брянская область	292,1	270,2	181,5	175,8
Воронежская область	10,8	8,1	1,0	0,6
Калужская область	223,6	157,0	77,0	64,5
Курская область	22,6	20,4	3,2	2,3
Ленинградская область	85,7	85,7	30,2	30,2
Липецкая область	8,2	6,9	0,1	–
Республика Мордовия	1,3	–	–	–
Орловская область	110,1	103,8	43,7	0,6
Пензенская область	132,2	111,4	152	–
Рязанская область	46,6	23,0	1,8	0,7
Смоленская область	5,0	–	–	–
Тамбовская область	1,7	–	–	–
Тульская область	84,2	71,7	34,5	25,3
Ульяновская область	41,2	25,2	–	–
Всего	1079,1	900,4	303,6	301,4

В соответствии с приказом Министерства природных ресурсов Российской Федерации от 17 апреля 2007 г. № 101 «Об утверждении особенностей охраны лесов, разработки и осуществления профилактических и реабилитационных мероприятий в зонах радиоактивного загрязнения лесов» [3] в зависимости от плотности загрязнения почвы ^{137}Cs или ^{90}Sr леса подразделяются на зоны радиоактивного загрязнения:

– по плотности загрязнения почвы ^{137}Cs : от 37 до 185 кБк/м², от 185 до 555 кБк/м², от 555 до 1480 кБк/м² и свыше 1480 кБк/м²;

– по плотности загрязнения почвы ^{90}Sr : от 5,55 до 37 кБк/м², от 37 до 111 кБк/м² и свыше 111 кБк/м².

Особенности регламентации работ при осуществлении рубок, охраны, защиты и воспроизводства лесов на загрязненных территориях с целью обеспечения безопасности человека, природной среды и получения продукции леса, соответствующей санитарным нормативам, устанавливают «Методические рекомендации по регламентации лесохозяйственных мероприятий в лесах, загрязненных радионуклидами» [25].

В зонах загрязнения почвы ^{137}Cs от 37 до 185 и от 185 до 555 кБк/м², ^{90}Sr – от 5,55 до 37 и от 37 до 111 кБк/м² осуществляются все виды рубок леса, предусмотренные Лесным кодексом Российской Федерации.

В зонах загрязнения почвы ^{137}Cs от 555 до 1480 и ^{90}Sr – свыше 111 кБк/м² проводятся преимущественно санитарные и прочие рубки, допускаются рубки спелых и перестойных насаждений с целью сохранения биологической и противопожарной устойчивости лесных экосистем.

На территориях, загрязненных радионуклидами с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м², рубки леса проводятся только в рамках профилактических и реабилитационных мероприятий по сохранению биологической и противопожарной устойчивости лесов по специально разработанным проектам. Рубки леса с целью заготовки древесины в этой зоне радиоактивного загрязнения не проводятся. Санитарные и прочие рубки проводятся в целях обеспечения биологической устойчивости, противопожарного обустройства лесов, строительства, реконструкции и эксплуатации лесных дорог, линий связи, линий электропередач и др. Санитарные и прочие рубки проводят по специально разработанным технологиям с разрешения органов местного самоуправления при наличии санитарного паспорта.

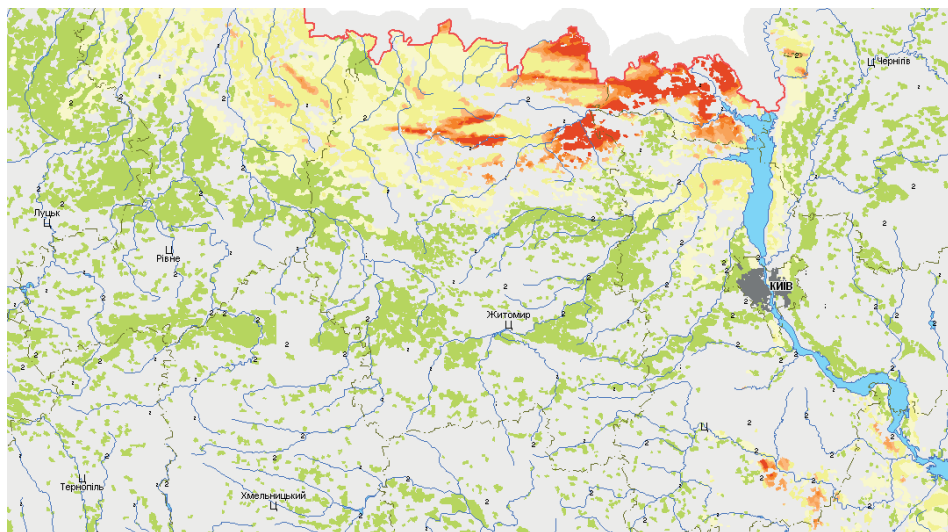
Украина. На территории Украины к разным зонам загрязнения в 1991–1994 г. было отнесено 25,36 млн. км² лесных угодий, что составляет более половины от общей площади загрязнения (таблица 1.20). По состоянию на момент обследования (1993 г.) более 1 млн. га лесов Украины имели плотность загрязнения ^{137}Cs выше 37 кБк/м².

Таблица 1.20. Распределение территории лесного фонда Украины по плотности загрязнения почв $^{134,137}\text{Cs}$ по состоянию на 01.01.1993 г., тыс. га [19, 29]

Области	Всего	Плотность загрязнения, кБк/м ² (Кл/км ²)			
		37–185 (1–5)	185–555 (5–15)	555–1480 (15–40)	более 1480 (более 40)
1	2	3	4	5	6
Винница лес	31,1	30,6	0,5		

Окончание таблицы 1.20					
1	2	3	4	5	6
Волынская	42,2	42,2			
Житомирская	442,6	343,5	66,7	27,0	5,4
Киевская	194,2	167,4	18,5	4,2	4,1
Ровенская	377,9	366,9	11,0		
Сумская	12,5	8,0	4,5		
Черкасская	39,0	38,4	0,6		
Черниговская	74,7	70,4	4,2	0,1	
Донецкая	2,9	2,9			
Кировоградская	0,7	0,7			
Луганская	1,0	1,0			
Одесская	2,7	2,7			
Тернопольская	8,4	8,4			
Хмельницкая	3,9	3,9			
Всего	1233,8	1087,0	106,0	31,3	9,5

В соответствии с рекомендациями по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения на территории Украины более 1 млн. га с плотностью загрязнения выше 37 кБк/м² существуют ограничения на лесопользование (заготовку древесины, грибов, ягод и дичи) (рисунок 1.16).



- зона 1 >15 Ки/км². Разработка специального режима ведения лесного хозяйства.
- зона 2в, 10–15 Ки/км². Ограничение использования древесины на потребности человека.
- зона 2а, 7–10 Ки/км². Запрещается использование древесины на топливо и для изготовления изделий бытового назначения.
- зона 2а, 5–7 Ки/км². Ограничение использования топливной и тонкомерной древесины, мяса диких промысловых животных.
- зона 3б, 2–5 Ки/км². Запрет использования ягодных растений, съедобных грибов. Ограничение использования лекарственных растений, диких промысловых животных.
- зона 3а, 1–2 Ки/ км². Ограничение использования съедобных грибов, дикорастущих ягодных растений, некоторых лекарственных растений.
- использование лесной продукции без ограничений.

Рисунок 1.16. Зонирование лесов Украины по плотности загрязнения территории ¹³⁷Cs

Литература

1. О внесении изменений и дополнений в Постановление Совета Министров Республики Беларусь от 22 октября 1992 г. № 641: постановление Совета Министров Республики Беларусь от 02 декабря 1999 № 1883.

2. Об утверждении гигиенических нормативов «Республиканские допустимые уровни содержания цезия-137 в древесине, продукции из древесины и древесных материалов и прочей непищевой продукции лесного хозяйства (РДУ/ЛХ – 2001)». Постановление Главного государственного санитарного врача Республики Беларусь от 11 января 2001 г. № 4.

3. Об утверждении особенностей охраны лесов, разработки и осуществления профилактических и реабилитационных мероприятий в зонах радиоактивного загрязнения лесов: приказ Министерства природных ресурсов Российской Федерации от 17 апреля 2007 г. № 101.

4. Об утверждении Правил ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения: постановление Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь от 15.01.2001 г. № 1.

5. О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС: Закон Республики Беларусь от 12 ноября 1991 г. № 1227-ХІІ (с изм. и доп.: Закон Республики Беларусь по состоянию на 1 янв. 2014 г.).

6. О режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: постановление правительства РФ от 25 декабря 1992 г. № 1008.

7. О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: Закон РФ от 15 мая 1991 года № 1244-1.

8. Перелік населених пунктів, віднесених до зон радіоактивного забруднення внаслідок чорнобильської катастрофи (доповнення 1): постанова КМ України № 106 від 23 липня 1991 р.

9. Порядок перевода земель в категорию радиационно опасных и исключения этих земель из хозяйственного использования, а также исключения земель из категории радиационно опасных и перевода их в хозяйственное использование: постановление Совета Министров Республики Беларусь от 22 октября 1992 г. № 641.

10. Про Концепцію проживання населення на територіях Української РСР з підвищеними рівнями радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи: постанова Верховної Ради УРСР від 27 лютого 1991 року № 791-ХІІ // Відомості Верховної Ради. 1991. № 16. Ст. 197.

11. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи: Закон України [Вводиться в дію Постановою ВР № 795-12 від 28.02.91] // Відомості Верховної Ради. 1991. № 16. Ст. 199.

12. Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи: Закон України [Вводиться в дію Постановою ВР № 797-12 від 28.02.91] // Відомості Верховної Ради. 1991. № 16. Ст. 201.

13. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии. Люксембург: Люксембургское бюро для официальных изданий европейских сообществ, 1998. 71 с.

14. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / под. ред. Ю.А. Изразля и И.М. Богдевича. Москва-Минск: Фонд «Инфосфера»-НИА-Природа, 2009. 140 с.

15. Вакуловский С.М. Радиационная обстановка на территории России, пострадавшей от аварии на Чернобыльской АЭС // Чернобыль: экология, человек, здоровье: сборник материалов научно-практического семинара, Москва, ВВЦ, 6–7 декабря 2006 г. Под общ. ред. Т.А. Марченко. М.: ИБРАЭ РАН, 2006. С. 33–37.

16. Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС / Ю.Д. Абатуров [и др.]. М.: Наука, 1996. 240 с.

17. Глобальное и региональное радиоактивное загрязнение цезием-137 европейской территории бывшего СССР / Ю.А. Израэль [и др.] // Метеорология и гидрология. 1994. № 5. С. 5–9.

18. 20 лет после Чернобыльской катастрофы: последствия в Республике Беларусь и их преодоление. Национальный доклад // Под ред. В.Е. Шевчука, В.Л. Гурачевского. Минск: Комитет по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при Совете Министров Республики Беларусь, 2006. 112 с.

19. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісове господарство) / П.П. Надточій, А.С. Малиновський, А.О. Можар, та ін.; за ред. П.П. Надточія. Київ: Світ, 2003. 371 с.

20. Израэль Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. СПб: Прогресс-Погода, 1996. 355 с.

21. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атомная энергия. 1986. Т. 61. Вып. 5. С. 301–320.

22. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические и радиозоологические исследования древесных растений. СПб.: Наука. СПб отд., 1994. 256 с.

23. Концепция содержания зон отчуждения и отселения. Утверждена Председателем Госкомчернобыля Республики Беларусь И.А. Кеником 6.07.94 г. Минск, 1994. 94 с.

24. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Р.М. Алексахин [и др.]; под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.

25. Методические рекомендации по регламентации лесохозяйственных мероприятий в лесах, загрязненных радионуклидами. Приложение 1 к Приказу Рослесхоза № 81 от «16» марта 2009 г. 38 с.

26. Орлов М.Ю., Силантьев А.Н., Сныков В.П. Загрязнение радионуклидами и мощность дозы на территории России и Беларуси после аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. 1992. Т. 73. № 3. С. 234–238.

27. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. 255 с.

28. Поликарпов Г.Г., Ааркрог А. Проблемы радиозоологии Евразии. Источники радиоактивного загрязнения окружающей среды в бывшем СССР // Радиационная биология. Радиоэкология. 1993. Т. 33. № 1. С. 15–24.

29. Пристер Б.С. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины: Исследования ЦПЭР. Киев, 1999. № 20. 103 с.

30. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1992 г.: Ежегодник / Под ред. К.П. Махонько. Обнинск: НПО «Тайфун», 1993. 189 с.

31. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской АЭС / Ю.А. Израэль [и др.] // Метеорология и гидрология. 1987. № 2. С. 5–18.

32. Радиоактивное загрязнение территории Беларуси (в связи с аварией на ЧАЭС) / В.И. Парфенов [и др.]: под общ. ред. В.И. Парфенова и Б.И. Якушева. Минск: Наука и техника, 1995. 582 с.

33. Радиологические аспекты возвращения территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нор-

мальной жизнедеятельности / Н.И. Санжарова [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. № 3. С. 323–335.

34. Радиологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення / За ред. В.І. Холоші. Київ: Вега, 2008. 54 с.

35. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии / Р.М. Алексахин [и др.]; под ред. И.И. Крышева // Ядерное общество СССР / сер. Радиоэкологические аспекты ядерной энергетики. М., 1991. 190 с.

36. Рекомендации по поэтапному возврату территорий, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности (по радиологическому фактору): Рабочие Материалы. Вена: МАГАТЭ, 2016. 52 с.

37. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина и Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с.

38. Уровни облучения и эффекты в результате Чернобыльской аварии / Доклад Научного комитета ООН по действию атомной радиации Генеральной Ассамблеи за 2000 г. Нью-Йорк, 2000. Приложение J.

39. Формирование радионуклидного состава загрязнения почв сельскохозяйственных угодий в зоне влияния Чернобыльской аварии / С.В. Круглов [и др.] // Почвоведение. 1990. № 10. С. 26–34.

40. Чернобыль. Погляд праз дзесяцігоддзе // Пад рад. Я.М. Малашэвіча [і інш.]. Мінск: Беларуская энцыклапедыя, 1996. 319 с.

41. Чернобыль. Пять трудных лет: Сборник материалов. М.: ИздАТ, 1991. 381 с.

42. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. акад. Ю.А. Израэля. Ленинград: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.

43. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 1999. 268 с.

44. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление. Двадцатилетний опыт: доклад экспертной группы «Экология» Чернобыльского форума. Вена: МАГАТЭ, 2008. 180 с.

45. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident / S.V. Fesenko [et al] // Science of the Total Environment. 2007. V. 383 (1). PP. 1–24.

46. CD, ATLAS, Ukraine, radioactive contamination, MES. ТОВ «Інтелектуальні системи ГЕО», 2008.

47. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group «Environment» (EGE). Vienna: IAEA, 2006. 166 pp.

ГЛАВА 2. АЭРАЛЬНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В.,
Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Кузнецов В.К., Анисимов В.С.

2.1. Особенности осаждения радионуклидов на лесные насаждения

Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В., Щеглов А.И., Цветнова О.Б.

Крупные лесные массивы и даже отдельно растущие деревья могут создавать значительное аэродинамическое торможение при вхождении воздушной массы в их кроны и фильтровать воздушные потоки, эффективно осаждая радиоактивные частицы. Данное обстоятельство обусловлено большой площадью поверхности надземной фитомассы деревьев, приходящейся на единицу площади, при этом структуры надземной фитомассы распределены на высоте до 25 метров [25].

Влияние лесных насаждений на перемещение воздушных масс отмечено в ряде исследований [17, 23]. Так, скорость ветра на удалении 35 м от опушки составляет 55–80% от первоначальной при входе в лесной массив, на 60 м – до 50%, на 100 м – менее 20% и на 200 м – менее 5%. Наибольший эффект на снижение скорости ветра оказывают не сплошные насаждения, а продуваемые лесные полосы, имеющие ширину 2–3 высоты древесного яруса (до 80 м), так как в этом случае воздушные массы не огибают лесные массивы сверху. На расстоянии 5–10 высот древесного яруса от опушки лесной полосы скорость ветра снижается в 2–3 раза по сравнению с безлесным пространством, на расстоянии 20 высот – в 1,5 раза по сравнению с исходной, и полностью скорость восстанавливается на расстоянии 30–35 высот [23].

Данное явление обуславливает особенности задерживания радиоактивных выпадений лесами и лесными полосами вблизи радиационно-опасных объектов. Например, при преобладании в 10-км зоне вокруг атомной электростанции чередующихся лесных полос с аэродинамической шероховатостью поверхности до 400 см штатные радиоактивные выбросы будут задерживаться в 2–3 раза эффективнее по сравнению с сельскохозяйственными угодьями, типичная шероховатость поверхности которых составляет около 10 см [32]. Аналогичная ситуация будет складываться при аварийных выпадениях с распространением радиоактивных веществ на относительно малых высотах (до 60 м) (рисунок 2.1).

Эффективное задержание радионуклидов глобальных выпадений лесными массивами отмечено в ряде работ [11, 21, 41]. При этом более высокие уровни радиоактивного загрязнения выявлены на опушках с наветрен-

ной стороны и у одиночно стоящих деревьев, а различия в этих показателях могли составлять от 2 до 30 раз [38, 55]. Аналогичное явление отмечалось для радиоактивного загрязнения при формировании Восточно-Уральского радиоактивного следа [10]. Было отмечено увеличение поверхностной активности ^{90}Sr в почве, начиная с расстояния 30 м от опушки леса [30].

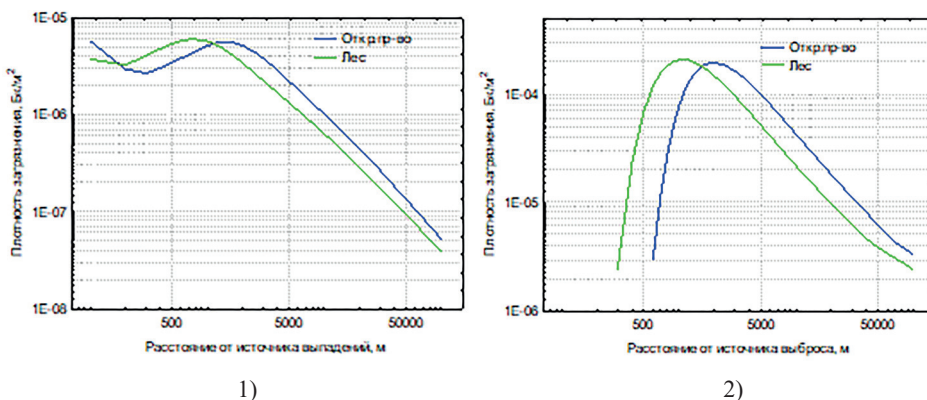


Рисунок 2.1. Плотность радиоактивного загрязнения почвы на оси следа при штатных и аварийных выбросах, нормированных на 1 Бк/кг: 1 – штатный выброс, 2 – аварийный выброс

«Опущенный эффект» был обнаружен и в условиях чернобыльских выпадений, однако проявился он по-разному в зависимости от направления относительно источника выброса. Повышенное отложение радиоактивных веществ наблюдалось в 30-км зоне на южной части радиоактивного следа. На территории западного следа этот эффект был выражен слабее.

На больших расстояниях от источника, где выпадения были представлены мелкодисперсными частицами, поступающими на поверхность земли в основном в результате турбулентной диффузии, «опущенный эффект» был выражен слабо [72]. Как правило, эффект наблюдался на лесных опушках шириной 20–50 м, в отдельных случаях 200–300 м, обращенных к источнику выброса (рисунок 2.2) [29]. Повышенное накопление радионуклидов отмечалось и в зоне одиночно стоящих деревьев [31, 40].

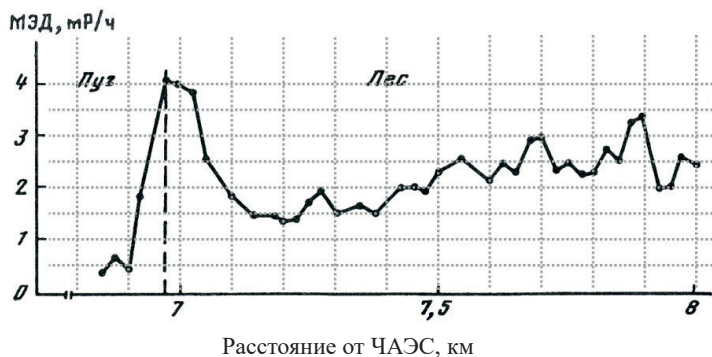


Рисунок 2.2. Распределение мощности экспозиционной дозы на границе леса и луга (30-км зона ЧАЭС, по данным на 1986 г.) [40]

Данный эффект был также выявлен на границе лесных насаждений белорусской части 30-км зоны отчуждения, где плотность загрязнения почвы была в 2,7 раза по сравнению с полем и в 1,8 раз выше, чем внутри лесного массива [9].

Очевидно, что неоднозначность проявления «опушечного эффекта», выявленная при различных выпадениях (глобальных, кыштымских, чернобыльских), связана с видом и длительностью этих выпадений, ландшафтными условиями территории загрязнения, видовым и возрастным составом лесных насаждений, особенностями мезорельефа и др.

Степень задерживания лесными насаждениями радиоактивных выпадений из атмосферы колебалась в очень широком диапазоне – от 20 до 95% [5], что определялось рядом факторов. Величина первичного задержания и скорость последующего удаления радионуклидов зависит от:

- вида радиоактивных выпадений: чем выше содержание в выпадениях крупнодисперсных частиц, тем меньше их задерживание растительностью;

- метеорологических факторов (скорости ветра, количества и интенсивности осадков), действие которых приводит к более быстрому механическому удалению радиоактивных частиц с поверхности растений;

- морфологических особенностей строения растений: удаление радионуклидов происходит быстрее с деревьев с гладкой поверхностью коры (береза, осина) и медленнее у деревьев с шероховатой корой (сосна); высокая степень удерживания радионуклидов характерна для ассимилирующих органов на ранних стадиях их развития из-за повышенной клейкости кутикулярного слоя;

- периода выпадений: лиственные леса обладают наибольшей задерживающей способностью в весенне-летний период при максимальной степени развития ассимилирующих органов; хвоя сосны способна удерживать основную часть радионуклидов до полного обновления, то есть 2–3 года [1].

Не менее значимым растительным фильтром на пути радионуклидов являются растения напочвенного покрова (мхи, лишайники), травянистые и кустарничковые растения. Их задерживающая способность также зависит от ряда факторов (проективного покрытия, величины биомассы, строения ассимилирующих органов). По степени перехвата радионуклидов они образуют следующий ряд: мхи > лишайники > травянистые растения > кустарнички [1]. Особая роль здесь принадлежит мхам, имеющим большую площадь поверхности наземной фитомассы на одном квадратном метре почвы [34].

В целом была установлена существенно более высокая (в 2 и более раз) способность лесных насаждений задерживать радионуклиды «чернобыльских» выпадений по сравнению с другими типами биогеоценозов [3, 12, 15, 18, 19, 36, 47, 69, 73]. При этом 70–80% радиоактивных веществ «чернобыльских» выпадений было задержано наземными частями древесных пород и 20–30% осела на напочвенный покров [13, 24, 27]. Сосновые насаждения задерживали в 2–3 раза большее количество радионуклидов по сравнению с лиственными, что объясняется повышенной шероховатостью коры и хвои, а также слабым развитием в период аварии листвы у ряда лиственных пород (дуб) [27, 40]. Среди различных структур наземной фи-

томассы наибольшая величина радиоактивного загрязнения первоначально была характерна для ассимилирующих органов, несколько меньше – для наружных слоев коры ствола и ветвей, практически чистой была древесина. В дальнейшем по мере удаления радионуклидов с поверхности структур надземной фитомассы наибольшее загрязнение отмечалось для наружных слоев коры и ветвей.

С поверхности растений радионуклиды постепенно удалялись за счет смывания осадками и сдувания ветром, а также опада отмерших компонентов биомассы. Период полуочищения крон деревьев от радиоактивных веществ оценивается неоднозначно. Отмечается [39, 40, 45], что за 3 недели с поверхности надземной фитомассы лесных растений была удалена половина крупнодисперсных частиц или слабозакрепленных радионуклидов. Через 3 месяца в надземной части насаждений осталось 13–15%, а через год после радиоактивных выпадений – 6–7% от первоначально задержанных радионуклидов. По другим оценкам, период полуочищения лиственных насаждений составлял до 5 месяцев [24, 27], а хвойных – до 11 месяцев [42]. При этом наиболее интенсивно происходило очищение осиновых насаждений, далее по мере уменьшения следуют: дуб, сосна, ольха и береза [40].

При анализе особенностей загрязнения древесных растений в начальный период после чернобыльских выпадений нельзя исключить факт внекорневого поступления радионуклидов, находившихся в составе мелкодисперсной компоненты выброса (вероятно, газовой или аэрозольной) через ассимилирующие органы растений и последующее распределение их непосредственно внутри растений. Это явление было отмечено при изучении накопления радионуклидов древесными растениями после глобальных радиоактивных выпадений [4, 20]. Так, в этих исследованиях внекорневое поступление ^{137}Cs оценивалось в 60–75% от корневого, а ^{90}Sr – менее 10% [20].

Внекорневой путь поступления играет важную роль в загрязнении растительного яруса. В максимальной степени этот путь загрязнения проявлялся на больших расстояниях от ЧАЭС, где выпадения в основном были представлены газовыми и аэрозольными компонентами. Первый год после аварии на ЧАЭС можно охарактеризовать как период внешнего внекорневого загрязнения, при этом происходит и процесс интенсивного механического удаления задержанных радиоактивных выпадений.

Заключение

Эффективное осаждение радиоактивных частиц на лесные насаждения происходит за счет аэродинамического торможения при вхождении воздушной массы в кроны деревьев и фильтрации воздушных потоков.

Высокие уровни радиоактивного загрязнения выявлены на опушках с наветренной стороны и у одиночно стоящих деревьев. В условиях чернобыльских выпадений повышенное отложение радиоактивных веществ наблюдалось в 30-км зоне на южной части радиоактивного следа.

Степень задерживания лесными насаждениями радиоактивных выпадений из атмосферы колебалась в очень широком диапазоне – от 20 до 95%. В целом была установлена существенно более высокая (в 2 и более раз)

способность лесных насаждений задерживать радионуклиды «чернобыльских» выпадений по сравнению с другими типами биогеоценозов. При этом 70–80% радиоактивных веществ «чернобыльских» выпадений задержано надземными частями древесных пород и 20–30% осела на напочвенный покров.

Важную роль в загрязнении растительного яруса играет внекорневой путь поступления, который в наибольшей степени проявлялся на больших расстояниях от ЧАЭС, где выпадения в основном были представлены газовыми и аэрозольными компонентами.

2.2. Аэральное загрязнение аграрных и луговых экосистем

Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Кузнецов В.К., Анисимов В.С.

Образовавшееся в результате аварии на ЧАЭС радиоактивное облако, перемещаясь в северо-западном направлении, 28 апреля 1986 года достигло Скандинавии [26, 70]. Осаждение аэрозолей обусловило загрязнение почвенно-растительного покрова. В первый период основной вклад в суммарное содержание γ -излучающих нуклидов в почве, растительности и молоке вносили радионуклиды йода, а также коротко- и среднеживущие продукты деления. Во второй половине мая основная доля в загрязнении приходилась на ^{131}I (16%), ^{134}Cs (24%) и ^{137}Cs (46%). К концу летнего периода в почве идентифицировали ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce .

Ранневесеннее выпадение радионуклидов после аварии на ЧАЭС обусловило внекорневое загрязнение наземной части растений, которые в этот период имели достаточно развитую надземную массу, – озимых зерновых, сеяных многолетних трав и травостоя естественных лугов. Для остальных культур основным путем загрязнения являлось поступление радионуклидов из почвы и ветровой подъем. Накопление радионуклидов при аэральном загрязнении зависело от характеристик выпадений, степени развития надземной биомассы растений, метеорологических условий и некоторых параметров взаимодействия радиоактивной примеси и поверхности растений [33, 35, 46].

К числу основных параметров, которые рассматриваются при изучении аэрального загрязнения относят: коэффициент первичного задерживания (r) – доля выпадений, задержанная растительностью; период полевых потерь (T_w) – период, за который содержание радионуклидов уменьшается в два раза [28, 51, 63, 64]. Следует отметить высокую вариабельность этих параметров [7, 8, 37, 43, 54, 58, 61, 67]. Существенное влияние на процессы задерживания оказывают характеристики радиоактивных выпадений. Так, задерживание радионуклидов в водорастворимой форме варьируется от 8 до 90% и зависит от вида культуры, фазы ее развития, природных факторов [2, 7, 8, 60, 74].

После аварии на ЧАЭС были проведены уникальные натурные исследования по оценке параметров аэрального загрязнения. Полученные результаты показали хорошее соответствие данных, полученных в модельных и на-

турных условиях. Установлено, что первичное задерживание радионуклидов составляло 6–12%, так как биомасса растений в этот период была незначительной, а выпадения в основном наблюдались вместе с осадками. Более высокие значения, от 25 до 70%, отмечены в условиях сухих выпадений.

Радионуклиды, задержанные наземной частью растений, закрепляются с разной прочностью. Наиболее быстро теряется та часть, которая остается на поверхности, затем начинается потеря более прочно закрепленной части, а также сорбированной, включающейся в процессы метаболизма. Снижение идет за счет действия метеофакторов, разбавления по мере прироста биомассы, отмирания и опада [2, 16, 48, 58, 64, 75]. Период полевых полупотерь (T_w) отражает совокупность процессов, приводящих к снижению содержания радионуклидов в растительности, и составляет в среднем от 12 до 17 сут. Обычно используют значение, равное 14 сут для всех нуклидов и различных видов растительности. Однако следует учитывать различия в свойствах радионуклидов и характеристиках растительного покрова. Для естественной растительности лугов для различных видов аэрозолей периоды полупотерь варьируют от 2,8 до 34 сут (таблица 2.1).

Таблица 2.1. Средние периоды полупотерь аэрозолей с травостоя лугов, сут [63]

Тип аэрозоля	Диапазон значений	Среднее значение
Газообразные аэрозоли	4,5–14	7,2
Аэрозоли радиоактивного йода	2,8–15	8,8
Аэрозоли других элементов	9,0–34	17,0
Различные аэрозоли	2,8–34	10,0

Исследования выявили сложный характер самоочищения растительности [7, 8, 44, 63]. В экспериментах с 10 культурами установлено, что 50–80% задержанных радионуклидов слабо фиксируются наземной массой растений, а первый период полупотерь (T_1) составляет от 1 до 12 сут. Период полупотерь фиксированной фракции (T_2) колеблется от 15 до 100 сут. В среднем для основных сельскохозяйственных культур значения T_1 можно принять равным 3,8 сут (доля радионуклидов равна 70%), T_2 – 47 сут (30%). Аэрозоли, попавшие на влажные растения, удаляются в 2 раза медленнее, чем с сухих растений [63].

Предельные значения периодов полуочищения (T_w) биомассы, зарегистрированные в различных странах, варьируют от 1 до 30 сут (таблица 2.2).

Таблица 2.2. Диапазоны значений периодов полуочищения травостоя пастбищ для ^{131}I и ^{137}Cs , зарегистрированные в различных странах, сут [64]

Страна	^{131}I	^{137}Cs
Голландия	7,4÷11	7,4÷9,2
Италия	9,4÷11	7,2÷12,5
Греция	8,3÷20	16,0
Германия	4,3÷30	7,2
Великобритания	1,0÷11	1,2
Швейцария	6,2÷17	5,3÷27,0
Франция	–	26,0
Бельгия	–	2,6÷33,0

Минимальные значения T_w соответствуют данным, полученным непосредственно после пика выпадений или после периода обильных дождей. Максимальные значения T_w получены для сухих выпадений.

Аэральное загрязнение аграрных и луговых экосистем на территории Гомельской области

Максимальное загрязнение было зафиксировано для травостоев естественных лугов и сеяных многолетних трав, несколько ниже – для озимой ржи (таблица 2.3). Минимальным загрязнением характеризовались растения, которые не подверглись непосредственному аэральному загрязнению. Различия в накоплении радионуклидов растениями обусловлены в значительной степени запасами биомассы в период выпадений. В конце апреля – начале мая 1986 г. в районе аварии запасы биомассы травостоя были уже достаточно велики и колебались от 150 до 400 г/м². Для озимых культур эти величины составляли от 100 до 250 г/м² [33].

Таблица 2.3. Коэффициенты перехода (КП) ¹³⁷Cs в растения на 10 июня 1986 года на территории Хойникского района Гомельской области, (Бк/кг)/(кБк/м²) [33, 35]

Культура	КП
Естественные травы (суходольные луга)	23–75
Естественные травы (пойменные луга)	60–175
Сеяные многолетние травы	15–225
Озимая рожь	16–118
Ячмень	2–4
Овес	2–5
Кукуруза	4–20
Горох	15–17
Капуста	12–14
Щавель	10–12

Накопление радионуклидов растениями определялись размерами их первичного задерживания. Так как интенсивные чернобыльские выпадения продолжались в течение 15 дней, то начальной датой для расчетов был принят 15-ый день после аварии (Д+15) – 10 мая. В этот период основная доля выпавших радионуклидов содержалась в почве и дернине – до 60–80%. Травостоем естественных лугов удерживалось 30–45% выпавших γ -излучающих нуклидов (A_γ) и до 30% ¹³⁷Cs ($A^{137}\text{Cs}$). Для сеяных многолетних трав эти значения составили 20–40% A_γ и 7–15% $A^{137}\text{Cs}$. Для озимой ржи колебания в размерах первичного задерживания составляли от 10 до 30% и от 7 до 20%, соответственно. Различия в первичном задерживании для одной и той же культуры зависели как от состояния посевов в период выпадений, так и от расстояния от ЧАЭС. Отмечена тенденция снижения коэффициентов перехода по мере приближения к АЭС, то есть с увеличением доли топливных частиц в выпадениях (таблица 2.4).

Таблица 2.4. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в растения на различном расстоянии от ЧАЭС [33]

Расстояние, км	Направление	Озимая рожь	Сеяные многолетние травы
5	С-СВ	16	15
10	С-СВ	29	–
15	С	36	125
20	С-СЗ	43	–
20	С	–	100
40	С	75	120
5	Ю-ЮЗ	35	94
10	Ю	90	180

В течение вегетационного периода происходило снижение концентрации радионуклидов в растениях в результате радиоактивного распада, прироста биомассы и очищения посевов при воздействии метеорологических факторов. К началу июня вегетативной массой озимой ржи удерживалось не более 10–20% от первоначально задержанного количества γ -излучающих нуклидов, а ко времени уборки урожая – не более 5–10% (рисунок 2.3). Для травостоя эти значения были ниже – 9–15 и 1–6%, соответственно.

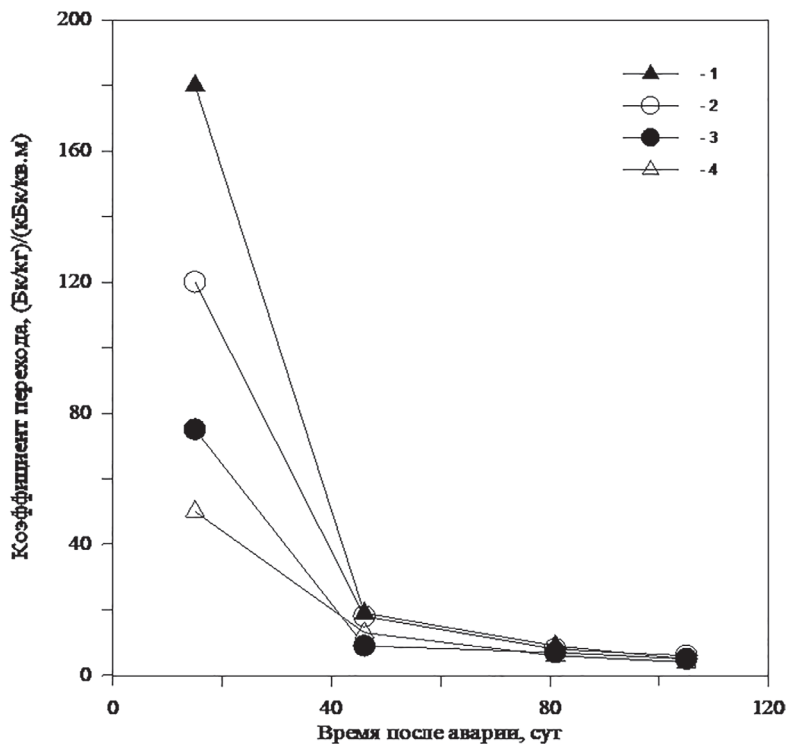


Рисунок 2.3. Динамика снижения коэффициентов перехода суммы γ -излучающих радионуклидов и ^{137}Cs в вегетативную массу озимой ржи и многолетних трав (1 – γ -излучающие радионуклиды, многолетние травы; 2 – ^{137}Cs , многолетние травы; 3 – γ -излучающие радионуклиды, озимая рожь; 4 – ^{137}Cs , озимая рожь)

Первый период полуочищения для озимой ржи составил 8–10 сут, а второй – 28–35 сут, для травостоев эти значения были равны 7–12 и 30–35 сут, соответственно. Снижение концентрации ^{137}Cs происходило медленнее, чем суммы γ -излучающих нуклидов: к началу июня в вегетативной массе озимой ржи содержалось до 20–30% ^{137}Cs от первоначально задержанного количества, а ко времени уборки урожая – до 9–20%; для травостоев эти величины составили 15–40 и 5–10%, соответственно (таблица 2.5). Первый период полуснижения содержания ^{137}Cs в озимой ржи составил 12–15, а второй – 34–39 сут, для травостоев – 9–13 и 25–44 сут, соответственно.

Таблица 2.5. Изменение вклада γ -излучающих радионуклидов в загрязнение травостоя в первый период после аварии на территории северной части следа (1986 г.), % [33]

Дата	^{95}Zr	^{95}Nb	^{103}Ru	^{106}Ru	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs	^{140}Ba	^{140}La	^{141}Ce	^{144}Ce
08.05.1986	8–13	7–11	10–15	5–9	20–40	1–1,5	2–6	0–10	10–15	8–11	11–14
10.06.1986	9–13	15–20	10–20	10–15	1–3	4–6	7–10	2–4	6–8	8–10	20–25
05.08.1987	10–20	20–25	7–10	10–15	0	6–7	10–15	0	0	1–10	25–30

Выявлены различия между загрязнением 1-го укоса трав в результате аэрального загрязнения и 2-го, загрязнение которого обусловлено поступлением радионуклидов из дернины и почвы: сено 1-го укоса содержало в 3–6 раз больше γ -излучающих нуклидов и в 2–3 раза больше ^{137}Cs , чем сено 2-го укоса. Основная часть радионуклидов при этом сохранялась в нижней части травостоя – в слое 0–5 см до 60 % ^{137}Cs . Таким образом, на сенокосных угодьях поступление радионуклидов в растения через базальную часть вносило дополнительный вклад в загрязнение травостоев в течение всего первого вегетационного периода после аварии.

Путь поступления радионуклидов обусловил характер распределения их по вертикали посевов. У культур, которые подверглись аэральному загрязнению (озимая рожь, многолетние сеяные травы), максимальная концентрация ^{137}Cs наблюдалась в нижней части растений, а для культур, которые накапливали радионуклиды из почвы (овес), характерно равномерное распределение его по вертикали посевов (рисунок 2.4).

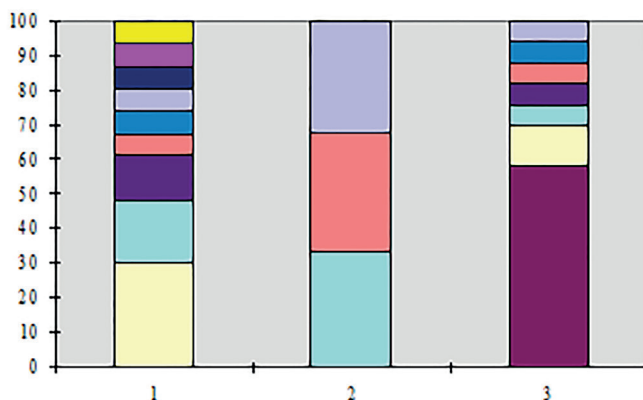


Рисунок 2.4. Распределение ^{137}Cs по вертикали посевов сельскохозяйственных культур в период уборки урожая (август 1986 года): 1 – озимая рожь; 2 – овес; 3 – ежа сборная

Аэральное загрязнение агроэкосистем в районе Ленинградской АЭС

Действующая система мониторинга на Ленинградской АЭС позволила получить более детальную информацию об аэральном загрязнении агроэкосистем в первый период после аварии на ЧАЭС. Были проанализированы данные, полученные в пункте постоянного наблюдения, расположенном в 14 км от ЛАЭС. Контролировалось содержание и радионуклидный состав атмосферных выпадений и воздуха, содержание γ -излучающих нуклидов в почве, растительности пастбищ и молоке. 29 апреля – 2 мая на территории Ленинградской области наблюдалось прохождение вторичных атмосферных фронтов с выпадением местами осадков, что обусловило неравномерность осаждения радионуклидов на земную поверхность. В атмосферных выпадениях был зарегистрирован широкий спектр искусственных радионуклидов, в том числе ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs .

Коэффициент первичного задерживания радионуклидов варьировал от 27 до 31%, что соответствует данным для глобальных выпадений в зоне умеренного климата – в среднем 25% [14, 16]. В течение вегетационного периода 1986 г. наблюдалось снижение концентрации радионуклидов в травостое пастбищ, период полупотерь при этом составил от 3–4 до 9–13 сут. Быстрые процессы очищения растительности наблюдались в местах интенсивных атмосферных осадков. С 30 апреля по 19 мая в районе наблюдений выпало около 30 мм осадков. Для ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений величины периодов полуочищения оценивались в 12–14 сут [28].

Снижение содержания ^{131}I в растениях происходило очень быстро: от максимального значения (166 Бк/кг) 30 апреля упало к 19 мая в 75 раз. Период полевых полупотерь ^{131}I травостоем пастбищ составил от 2–3 до 9,6 сут. Концентрация ^{137}Cs в растениях к концу мая уменьшилась примерно в 250 раз, а к августу – еще примерно в 10 раз, период полупотерь варьировал от 4 до 13,4 сут.

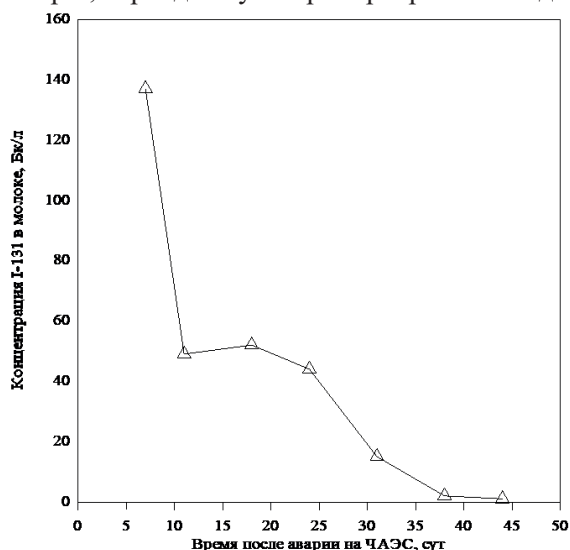


Рисунок 2.5. Динамика содержания ^{131}I в молоке весной и летом 1986 года в районе Ленинградской АЭС [6]

Первая проба молока была отобрана 2 мая 1986 г, в которой концентрация ^{131}I составила 137 Бк/л [6]. В Скандинавских странах концентрация ^{131}I в молоке в этот период варьировала от 20 до 200 Бк/л [59, 71]. По мере снижения концентрации ^{131}I в пастбищной растительности, его концентрация в молоке быстро падала, и в середине июня этот радионуклид в молоке не идентифицировался (рисунок 2.5).

Концентрация ^{137}Cs в молоке во второй половине мая, июне и июле составила, соответственно, 17–19, 14 и 6 Бк/л. Последовательное снижение содержания ^{137}Cs в молоке отражало динамику загрязнения травостоя пастбищ. Нормированный коэффициент перехода ^{137}Cs в молоко в этот период был равен 0,42 в расчете на концентрацию этого радионуклида в траве 1 Бк/кг. Проведенная радиационно-гигиеническая оценка молочной продукции показала, что при суточном потреблении молока 0,5 л доза облучения щитовидной железы за май от ^{131}I у взрослого населения составила 0,4 мЗв. Доза облучения всего тела была равна 0,02 мЗв, при этом 62% всей дозы обусловлено ^{131}I , 21% – ^{137}Cs и 17% – ^{134}Cs . Содержание радионуклидов во всех видах продукции в 1986 г. было выше в 2–10 раз по сравнению с 1985 г.

Количественные параметры аэрального загрязнения

Полученные в Гомельской и Ленинградской областях данные по закономерностям аэрального загрязнения аграрных и луговых экосистем в целом согласуются с результатами других исследователей, полученными как в дочернобыльский период, так и после аварии. Такое сопоставление данных было проведено в рамках выполнения проекта VAMP Международной комиссии по атомной энергии [64].

Как уже отмечалось, одним из основных факторов, определяющих процессы задерживания радиоактивных веществ на растительности, является ее биомасса в период выпадений. Для описания соотношения между биомассой растений и задерживанием радионуклидов в работе [49] была предложена фильтрационная модель задерживания, в соответствии с которой коэффициент задерживания определяется по формуле (2.1):

$$r = 1 - e^{-\mu B} \quad (2.1)$$

где μ – коэффициент поглощения радионуклидов растительностью ($\text{м}^2/\text{кг}$); B – плотность биомассы ($\text{кг}/\text{м}^2$ сухого вещества).

По расчетам [49] величина μ составляла около 3 $\text{м}^2/\text{кг}$. Анализ данных, проведенный в работе [62], показал, что для травянистой растительности коэффициент поглощения равен 2,8 $\text{м}^2/\text{кг}$. Для того чтобы оценить вариативность коэффициента задерживания r при различных значениях B , используются как значения μ , так и удельный коэффициент задерживания (mass interception factor) r / B ($\text{м}^2/\text{кг}$), который рассчитывается по уравнению (2.2):

$$r / B = \frac{1 - e^{-\mu B}}{B} \quad (2.2)$$

Удельный коэффициент задерживания позволяет учитывать изменение биомассы растений в процессе вегетации. Если величина r меньше 0,3, то практически нет различий между r / B и μ (т. е. $r = 0,3$; $r / B = 0,3 / B$;

$e^{-\mu B} = 0,7$; $\mu = 0,36B$). При больших значениях B , когда r приближается к 1, более корректно использовать для сравнительных оценок значения μ .

В работе [68] показано, что фильтрационная модель удовлетворительно описывает процессы задерживания не только для трав, но и для других культур (кукуруза, пшеница, бобы, капуста), но в этом случае модель лучше работает при учете изменения биомассы растений (B) в течение периода вегетации, то есть при использовании r / B .

Удельный коэффициент задерживания r / B был использован для сопоставления различных данных по первичному задерживанию чернобыльских выпадений. Непосредственное измерение задерживания чернобыльских выпадений представляло сложную задачу, что связано с несколькими факторами. Во-первых, происходило чередование сухих и мокрых выпадений. Во-вторых, задерживание выпадений растительностью могло значительно превышать количество выпадений, которое задерживалось на планшетах, поэтому более точными были оценки выпадений ^{137}Cs в период дождей. Для ^{131}I , напротив, сухие выпадения могли быть значительно выше, чем те выпадения, которые удавалось задерживать в период дождей в коллекторах. Кроме того, изменение интенсивности выпадений в разные периоды после аварии требует обязательного учета времени выпадений. Так, оценки удельного коэффициента задерживания (r / B) [52] на 1 мая 1986 года в районе Мюнхена составили для ^{131}I $0,7 \text{ м}^2/\text{кг}$, а для ^{137}Cs – $1,0 \text{ м}^2/\text{кг}$. Позднее (5 мая) [53] для этого же района были получены значения в 2 раза ниже – $0,37$ и $0,44 \text{ м}^2/\text{кг}$, соответственно.

Для различных территорий, включая изученные нами районы Гомельской области и Ленинградской АЭС, вариабельность значений удельного коэффициента задерживания (r / B) составила для ^{131}I от $0,7$ до $1,89$, а для ^{137}Cs – от $0,46$ до $1,2 \text{ м}^2/\text{кг}$ (таблица 2.6). Как видно из полученных данных, результаты наблюдений для Гомельской и Ленинградской областей по коэффициентам задерживания ^{137}Cs близки [6, 33]. Необходимо отметить, что точки отбора проб в Гомельской области находились в зоне аэрозольных выпадений.

Таблица 2.6. Средние значения удельного коэффициента задерживания, полученные для чернобыльских выпадений

Территория	Значения r / B , $\text{м}^2/\text{кг}$		Ссылка
	^{131}I	^{137}Cs	
Мюнхен, Германия	0,70	1,00	[52]
Ньюберг, Германия	0,94	0,97	[57]
Петтен, Нидерланды	0,97	0,60	[57]
Токио, Япония	1,05	0,46	[57]
Роскелд, Дания	1,77	0,90	[57]
Будапешт, Венгрия	1,89	–	[57]
Трансвик, Швеция	–	0,81	[57]
Гомельская область, Беларусь	–	1,20	[33]
Ленинградская область, Россия	1,60	1,00	[6]

После завершения выпадений радионуклиды, задержанные наземной частью растений, теряются за счет действия метеофакторов, в результате разбавления по мере прироста биомассы, за счет отмирания и опада.

Период полевых полупотерь (T_w) – время, в течение которого концентрация радионуклидов в растениях уменьшается в 2 раза; отражает совокупность процессов, приводящих к снижению содержания радионуклидов в растительности (таблица 2.7) [28]. Использование однокомпонентной экспоненциальной модели позволяет оценить T_w и λ_w – константу потерь за счет действия природных факторов. Если учесть радиоактивный распад, то эффективный период полупотерь можно определить, используя следующее уравнение (2.3):

$$T_{eff} = \frac{T_w \cdot T_T}{T_w + T_T}, \quad (2.3)$$

где T_T – экологический период полуснижения. T_w может быть рассчитан как на единицу площади, так и на единицу биомассы. Для долгоживущих радионуклидов T_w непосредственно определяет величину T_{eff} или λ_{eff} .

Таблица 2.7. Сравнительная оценка периодов полевых полупотерь после чернобыльских выпадений

Условия эксперимента, вид растительности	Количество наблюдений	¹³¹ I		¹³⁷ Cs		Ссылка
		T_w , дни	пределы, дни	T_w , дни	пределы, дни	
Травостой пастбища	3	–	7,5–8,9	–	–	[72]
Травостой пастбища	1	9,8	–	14	–	[46]
Травостой пастбища	–	–	–	–	–	[65]
1-й период	–	–	–	8–14 (95%)	–	
2-й период	–	–	–	40–60 (5%)	–	
Травостой пастбища	–	12	–	14	–	[50]
Травостой пастбища	–	–	5,9–14	–	11–15	[57]
Травостой пастбища	–	11	–	11	–	[51]
Район Ленинградской АЭС						
Точка 1 травостой пастбища	1	9,6	–	13,4	–	[6]
Точка 2 травостой пастбища	3	–	–	–	–	–
1-й период	–	–	–	–	9–14,2 (92%)	–
2-й период	–	–	–	–	49–52,2 (8%)	–
Точка 3 травостой пастбища	1	–	–	–	–	–
	–	–	–	3,1 (75%)	–	–
	–	–	–	53,2 (25%)	–	–
Гомельская область, 50-км зона						
Точка 1 травостой пастбища	3	–	–	10,2	9,7–10,6	[33]
Точка 2 травостой пастбища	1	–	–	–	–	–
	–	–	–	13,1 (85%)	–	–
	–	–	–	46,2 (15%)	–	–

В работе [56] автор обобщил результаты многих наблюдений, полученных для чернобыльских выпадений, и установил, что средние значения периода полевых полупотерь за счет природных факторов составляют для ¹³¹I

9,1±0,6 дня, а для ^{137}Cs – 11,1±0,8 дня. Эти оценки хорошо согласуются с чернобыльскими данными.

Полученные данные показали, что процесс полевых полупотерь описывается двухэкспоненциальной зависимостью [33]. Выделено два периода, в течение которых снижение содержания радионуклидов в растениях происходит с разной скоростью. В 1-й период наиболее быстро теряется та часть радионуклидов, которая остается на поверхности надземной части растений в результате механического задерживания, а в течение более медленного 2-го периода начинается потеря более прочно закрепленной части радионуклидов, а также сорбированной, включающейся в процессы метаболизма. Аналогичные оценки на основании двухкомпонентной модели были сделаны в работах [65, 66]. Определения T_w , сделанные на основании полученных экспериментальных данных, выявили хорошее соответствие с опубликованными результатами (таблица 2.7). Обобщение имеющихся данных показывает, что для ^{131}I период полупотерь для пастбищной растительности варьирует от 7,5 до 14 сут. Для ^{137}Cs первый период полупотерь варьирует от 3,1 до 14 сут, а второй – от 40 до 60 сут.

Заключение

В условиях реальных радиоактивных выпадений после аварии на Чернобыльской АЭС определены параметры аэрального загрязнения почвенно-растительного покрова. Вариабельность значений удельного коэффициента задерживания составила для ^{131}I от 0,7 до 1,89, а для ^{137}Cs – от 0,46 до 1,2 м²/кг. Процесс полевых полупотерь описывается двухэкспоненциальной зависимостью. Первый период полупотерь варьирует от 9,7 до 13,4 сут и за это время теряется до 85–92% от первоначально задержанного количества радионуклидов, а второй период – от 46,2 до 52,2 сут, за это время теряется 8–15%. Полученные после аварии на ЧАЭС параметры аэрального загрязнения хорошо согласуются с результатами наблюдений в период глобальных выпадений [14, 22].

Полученные для зоны аварии на ЧАЭС количественные параметры самоочищения растительности согласуются с данными, полученными в модельных экспериментах. Зарегистрированные в различных странах предельные значения периодов получищения биомассы варьируют от 1 до 30 сут. Период полевых полупотерь растительности составляет в среднем от 12 до 17 сут. Для естественной растительности для различных видов аэрозолей периоды полупотерь варьируют от 2,8 до 34 сут. Исследования показали, что для сельскохозяйственных растений первый период полупотерь равен 3,8 сут (доля радионуклидов равна 70%), период полупотерь фиксированной фракции – 47 сут (доля радионуклидов равна 30%).

Литература

1. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с.

2. Архипов Н.П., Февралева Л.Т. Роль осадков в удалении радионуклидов с растений при их некорневом загрязнении // Экология. 1979. № 6. С. 41–46.

3. Болух В.А. Вертикальное распределение ^{137}Cs в лесных экосистемах Киевского Полесья // Чернобыль-96: Тез. докл. V Междунар. науч.-технич. конф. «Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС». Зеленый Мыс, 1996. С. 262.

4. Гедеонов Л.И., Росянов С.П. Содержание некоторых продуктов деления в лесной растительности // Почвоведение. 1968. № 7. С. 88–96.

5. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз / Д.А. Криволицкий [и др.]. М.: Наука, 1988. 240 с.

6. Динамика содержания радионуклидов в выпадениях, пастбищной растительности и молоке в Ленинградской области после аварии на ЧАЭС / Н.А. Недбаевская [и др.] // Атомная энергия. 1991. Вып. 70. № 1. С. 63–64.

7. Егоров А.В., Егорова В.А., Краснов А.М. Некорневое поступление радионуклидов в растения пшеницы при нанесении растворов на вегетирующие посевы // Сельскохозяйственная биология. 1983а. № 5. С. 13–23.

8. Егорова В.А., Егоров А.В., Попова Г.И. Особенности некорневого поступления ^{90}Sr в урожай сельскохозяйственных культур // Сельскохозяйственная биология. 1983б. № 11. С. 37–40.

9. Жученко Ю.М. Закономерности распределения радионуклидов чернобыльского генезиса по различным типам ландшафтов // Радиобиологический съезд, Киев, 20–25 сентября 1993 г.: тез. докл. Пушино, 1993. Ч. 1. С. 363.

10. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территорий продуктами деления урана / Под ред. А.И. Бурназяна. М.: Энергоатомиздат, 1990. 144 с.

11. Йохельсон С.В., Шахалина С.В. О содержании гамма-излучающих осколочных продуктов в надпочвенной части древесной и травянистой растительности // Глобальное загрязнение внешней среды радиоактивными продуктами ядерных взрывов: сб. науч. тр. Института прикладной геофизики. М.: Гидрометеоздат, 1967. Вып. 8. С. 86.

12. Коробова Е.М. Ландшафтно-геохимический подход к изучению загрязнения некоторых природных геосистем в дальней зоне воздействия аварии на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Санкт-Петербург: Гидрометеоздат, 1993. Т. 1. С. 225–231.

13. Лесное хозяйство в районах расположения атомных электростанций: Обзорная информация (Библиотечка работника лесного хозяйства, вып. 3–4) / К.Д. Мухамедшин [и др.]. Москва: ВНИИЦлесресурс, 1996. 68 с.

14. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н.Я. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. М.: Атомиздат, 1974. 168 с.

15. Мартинович Б.С., Болотских Т.Н. Роль различных типов лесных насаждений в распределении радионуклидов, выпавших в результате аварии на ЧАЭС // Респ. науч.-практ. конф. по радиобиологии и радиоэкологии / Институт радиобиологии АН БССР. Минск, 1990. С. 8.

16. Махонько К.П., Работнова Ф.А. Корневое и аэрозольное загрязнение ^{137}Cs травянистой растительности на территории СССР // Экология. 1984. № 6. С. 17–24.

17. Мелехов И.С. Лесоведение: учебник для вузов. М.: Лесная промышленность, 1980. 480 с.

18. Миграция цезия-137 в почвах сосновых насаждений зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / Е.А. Сидорович [и др.] // Вести Акад. наук Беларуси. Сер. биол. наук. 1994. № 1. С. 3–4.

19. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологическое изучение почвенно-растительного покрова сопряженных участков ландшафта в зоне Чернобыльской АЭС // Экология. 1990. № 3. С. 30–35.

20. Нарышкин М.А., Алексахин Р.М., Мищенко Н.Н. О миграции ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs и ^{144}Ce , оседающих с глобальными выпадениями, в лесном биогеоценозе // Лесоведение. 1973. № 3. С. 10–17.

21. Некоторые закономерности распределения радиоактивных продуктов деления, оседающих в составе глобальных выпадений, в лесной растительности / А.А. Молчанов [и др.] // Лесоведение. 1968. № 6. С. 13–20.

22. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.

23. Погребняк П.С. Общее лесоводство: учеб. пособ. 2-е изд., перераб. М.: Колос, 1968. 440 с.

24. Пристер Б.С., Ткаченко Б.С. Распределение гама-излучающих радионуклидов по различным компонентам хвойного леса в течение 2-х лет после радиоактивного загрязнения // I Всесоюзный радиобиологический съезд. Москва, 1989. С. 100.

25. Проблемы лесной радиоэкологии: сб. науч. тр. / АН СССР, Ин-т прикл. геофизики; науч. ред. Р.М. Алексахин. Москва: Гидрометеиздат, 1979. Вып. 38. 75 с.

26. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской электростанции / Ю.А. Израэль [и др.] // Метеорология и гидрология. 1987. № 2. С. 5–18.

27. Радиоактивное загрязнение территории Беларуси (в связи с аварией на ЧАЭС) / Под общ. ред. В.И. Парфенова и Б.И. Якушева. Минск: Наука и техника, 1995. 582 с.

28. Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р. Расселла; пер. с англ. Р.М. Алексахина, Ф.А. Тихомирова; под ред. В.М. Клечковского. М.: Атомиздат, 1971. 376 с.

29. Радиационно-экологические аспекты ведения сельского хозяйства на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС / П.С. Пастернак [и др.] // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб., 1993. Т. 2. С. 282–286.

30. Радиационные аварии и ликвидация их последствий в агроосфере / Под ред. Б.Н. Анненкова. Казань: ФЭН Академии наук РТ, 2004. 408 с.

31. Роль лесов в стабилизации радиационной обстановки на загрязненных территориях / П.С. Пастернак [и др.] // Проблемы и опыт охраны окружающей среды в республике: тез. докл. Республик. науч.-практич. конф. Киев, 1990. Вып. 2. С. 3–4.

32. Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий: справочное руководство. М.: ИздАТ, 1993. 336 с.

33. Санжарова Н.И. Радиоэкологический мониторинг агроэкосистем и ведение сельского хозяйства в зоне воздействия атомных электростанций: дис. ... докт. биол. наук. Обнинск, 1997. 357 с.

34. Собченко В.А., Храмченкова О.М., Переволоцкий А.Н. Мохообразные как фактор накопления ^{137}Cs в лесных экосистемах // Известия Гомельского гос. университета. Биология. 2002. № 3 (12). С. 21–35.

35. Сфера агропромышленного производства – радиологические последствия аварии на Чернобыльской атомной электростанции и основные защитные мероприятия / Н.А. Корнеев [и др.] // Атомная энергия. 1988. Т. 65. Вып. 2. С. 129–134.

36. Уровни загрязнения растительности и миграции радионуклидов в фитоценозах 30-км зоны ЧАЭС / Д.Л. Васильченко [и др.] // Чернобыль-88: Докл. I Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1989. Т. 3. Ч. 2. С. 10–20.

37. Фесенко С.В., Санжарова Н.И. Анализ процессов, определяющих перенос радионуклидов в агроэкосистемах // Микродозиметрия: сб. тр. VII совещания стран СНГ по микродозиметрии. М., 1993. С. 42–61.

38. Харитонов Л.П. Поведение стронция-90 в сосновом древостое северной тайги / Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации: материалы Всесоюзн. симп. // Коми отд. АН СССР. Сыктывкар, 1973. С. 142.

39. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. акад. Ю.А. Израэля. Ленинград: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.

40. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 1999. 268 с.

41. Яговой П.Н. Задерживающая способность листьев деревьев и кустарников в отношении глобальных радиоактивных выпадений // Гигиена и санитария. 1967. № 2. С. 32.

42. Якушев Б.И. Основные пути миграции радионуклидов Чернобыльской катастрофы в природно-растительных комплексах / Десять лет после Чернобыльской катастрофы (научные аспекты проблемы): тез. докл. Межд. научн. конф. // Академия Наук Беларуси. Минск, 1996. С.307.

43. Aarkrog A. Ecological aspects of radionuclide releases. Oxford: Blacknell Scientific Publications, 1965. PP. 88–90.

44. Aarkrog A. On the direct contamination of rye, barley, wheat and oats with ⁸⁵Sr, ¹³⁴Cs, ⁵⁴Mn and ¹⁴¹Ce // Radiation Botany. 1969. V. 9. Pp. 357–366.

45. Belli M., Tikhomirov F. EUR 16531 – The behaviour of radionuclides in natural and semi-natural ecosystems // European Commission, Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities. 1996. № 8. P. 136.

46. Bonka H. Measured radioecological parameters after the Chernobyl accident // Proc. of the XVth Regional Congress of IRPA, 10–14 September 1989. Visby, Gotland, Sweden, 1989. Pp. 147–152.

47. Bunzl K., Schimmack W., Kreutzer K. Interception and retention of Chernobyl-derived ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs and ¹⁰⁶Ru in spruce stand // Science of the Total Environment. 1989. Vol. № 78. Pp. 77–87.

48. Chadwick R.C., Chambarlain A.C. Field loss of radionuclides from grass // Atmospheric Environment. 1970. № 4. Pp. 51–56.

49. Chambarlain A.C. Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation // Atmospheric Environment. 1970. V. 70. № 4. Pp. 57–58.

50. Chambarlain A.C. Radioactive Aerosols. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. 268 p.

51. Effective half-lives of I-and Cs-isotopes shortly after fallout / K. Muck [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 1994. V. 24. Pp. 127–143.

52. Environmental behaviour of radionuclides deposited after the reactor accident of Chernobyl and related exposures / P. Jacob [et al.] // Radiation and Environmental Biophysics. 1993. V. 32. Pp. 193–207.

53. Ergebnisse von Radioaktivitätsmessungen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl; Bundesgesundheitsamt / L. Winkelmann [et al.] // Report ISH-Heft 99, 1986. 89 p.

54. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna: IAEA, 2010. 331 pp.

55. Herbst W. Der Einfluss des Waldes auf die Feinverteilung radioaktiver atmosphärischer Beimengungen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen. 1961. Vol. № 10/11. Pp. 17–35.

56. Kirchner G. Transport of iodine and caesium via the grass-cow-milk pathway after the Chernobyl accident // *Health Physics*. 1994. V. 66. Pp. 653–665.

57. Kohler H., Peterson S.R., Hoffman F.O. Multiple model testing using Chernobyl fallout data of I-131 in forage and milk and Cs-137 in forage, milk, beef and grain // *BIOMOVS: Technical Report 13, Scenario A4*. Stockholm, 1991. Vol. I-II.

58. Madoz-Escande C., Henner P., Bonhomme T. Foliar contamination of *Phaseolus vulgaris* with aerosols of ^{137}Cs , ^{85}Sr , ^{133}Ba and $^{123\text{m}}\text{Te}$: Influence of plant development stage upon contamination and rain // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2004. V. 73. Pp. 49–71.

59. Mascanzoni D. Chernobyl's challenge to the environment: a report from Sweden // *Science of the Total Environment*. 1987. V. 67. № 2-3. Pp. 133–148.

60. Middleton L.J., Squire H.M. Further studies of radioactive strontium and caesium on agricultural crops after direct contamination // *International Journal of Radiation Biology* / 1963. V. 63. № 6. Pp. 549–555.

61. Milbourn G.M., Taylor R. The contamination of grassland with radioactive Sr. I. Initial retention and loss // *Radiation Botany*. 1965. V. 5. № 4. P. 337.

62. Miller C.W. An analysis of measured values for the fraction of a radioactive aerosol intercepted by vegetation // *Health Physics*. 1980. V. 38. Pp. 705–712.

63. Miller C.W., Hoffman F.O. An examination of the environmental half-time for radionuclides deposited on vegetation // *Health Physics*. 1985. V. 45. № 3. Pp. 731–744.

64. Modelling of radionuclide interception and loss processes in vegetation and of transfer in semi-natural ecosystem. Vienna: IAEA, 1996. 84 p.

65. Muller H., Prohl G. Cesium Transport in Food Chains – Comparison of Model Predictions and Observations // *Reliability of Radioactive Transfer Models* (Ed. Desmet G.): Elsevier Applied Science. London and New York, 1988.

66. Muller H., Prohl G. Ecosys-87 – A dynamic-model for assessing radiological consequences of nuclear accidents // *Health Physics*. 1994. V. 64. Pp. 232–252.

67. Peters L.N., Witherspoon J.P. Retention of 44–88 μm simulated fallout particles by grasses // *Health Physics*. 1972. V. 22. № 3. Pp. 261–266.

68. Pinder III I.E. The accuracy of single-layered and multi-layered dynamic filtration models for particulate interception and retention in plant canopies // *Journal of Environmental Radioactivity*. 1991. V. 14. Pp. 37–53.

69. Ronneau C., Myttenaere C., Andre H. Contamination des ecosystems forestiers par le cesium // *Impact accidents orig. nucl. environ.: IV Symp. Inter. Radioecol*. 1988. Vol. № 1. Pp. 818–825.

70. Simon A.M., Wilson I.N., Simnes K.L. Analyses of the dispersal and deposition of radionuclides from Chernobyl across Europe // *Proceedings of the Royal Society*. 1989. A-425. Pp. 365–405.

71. Strand J., Strand P., Baarli I. Radioactivity in foodstuff and doses to the Norwegian populations from the Chernobyl fallout // *Radiation Protection Dosimetry*. 1987. V. 20. № 4. Pp. 211–220.

72. The comparison of generic model predictions with Chernobyl fallout data on the transfer of radioiodine over the air-cow-milk pathway / F.O. Hoffman [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. 1988. V. 8. Pp. 53–71.

73. Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. The radioecological consequences of the Kyshtym and Chernobyl radiation accident for forest ecosystems // *Proceeding of seminar on comparative assessment on the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl*. Luxembourg, 1990. Vol. № 2. Pp. 867–887.

74. Witherspoon J.P. Field studies of fallout retention by plants // *Survival of food crops and livestock in the event of nuclear war*. New-York, 1971. Pp. 396–404.

75. Witherspoon J.P., Taylor F.G. Interception and retention of a simulated fallout agricultural plants // Health Physics. 1970. V. 19. № 4. Pp. 493–499.

ГЛАВА 3. ДЕЙСТВИЕ АВАРИЙНЫХ ВЫБРОСОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС НА БИОТУ

Гераськин С.А., Фесенко С.В.

Крупнейшая в истории атомной энергетики авария на Чернобыльской АЭС не имеет аналогов по количеству попавших в окружающую среду радионуклидов, площади радиоактивного загрязнения и тяжести биологических последствий. Сформировавшееся широкомасштабное и неравномерное радиоактивное загрязнение, разнообразие ответных реакций живой природы на разных уровнях биологической организации – от молекулярно-клеточного до экосистемного – сделали исследования биологических последствий чернобыльской аварии источником уникальной научной информации.

Наибольшему радиационному воздействию подверглись природные и аграрные экологические системы 30-км зоны ЧАЭС. Чернобыльская авария произошла в конце апреля – в период активного роста и формирования репродуктивных органов, когда растительные сообщества и многие представители мезофауны наиболее радиочувствительны. Максимальное радиационное воздействие на объекты живой природы пришлось на первые 10–20 дней с момента аварии, когда значительный вклад в поглощенную дозу вносили короткоживущие изотопы.

Целью настоящей главы является обобщение и систематизация результатов этих многолетних исследований.

При анализе биологических последствий аварии на ЧАЭС выделяют два периода времени с различными радиационными эффектами:

– период острого радиационного воздействия (весна–лето 1986 г.), для которого характерны ярко выраженные биологические эффекты на всех уровнях биологической организации – от молекулярно-генетического до экосистемного;

– период хронического радиационного воздействия (с осени 1986 г. – по настоящее время), для которого более характерны эффекты на молекулярно-генетическом и организменном уровне.

3.1. Компоненты аграрных экосистем

3.1.1. Сельскохозяйственные растения

Организменный уровень. У озимой пшеницы на сельскохозяйственных угодьях, где на 15-й день после аварии мощность экспозиционной дозы составляла 7,5 мР/ч, число семян в колосе было ниже, стерильность растений достигала 25%, урожайность составила 10 ц/га [58]. При поглощенной дозе за первый месяц 15 Гр было зафиксировано снижение урожая озимой ржи

на 50% и частичная стерильность зерна [43]. В то же время всхожесть семян озимой пшеницы при дозе за первый месяц 10–40 Гр была удовлетворительной (67–95%), морфологические показатели проростков были в пределах нормы.

Бобы сорта Белорусские и горох сорта Уладовский юбилейный выращивали на пяти участках с уровнями загрязнения 60–925 кБк/м² по ⁹⁰Sr и 150–2700 кБк/м² по ¹³⁷Cs, поглощенная доза γ -излучения за 110 дней вегетационного периода в зависимости от участка составляла 0,03–2,5 Гр. Только при максимальной дозе у бобов были зарегистрированы [24] признаки радиационного воздействия: снижение количества соцветий на растении, количества цветков в соцветии, количества цветков с измененным цветом, количества опавших на 70-й день цветков, количества семян в бобах и продуктивности. При дозах 0,03–0,15 Гр частота aberrантных клеток в корешках проросших семян у бобов составляла 1–2%, при 1,1 Гр – возростала вдвое, при 2,5 Гр – в 8 раз. У гороха лишь при максимальной дозе (2,5 Гр) регистрировали четырехкратное увеличение частоты aberrаций.

Тератогенные эффекты у растений фиксировали начиная с 1987 г. У разных видов растений описаны изменения размеров (увеличение, уменьшение) отдельных органов, их формы (морщинистость, скручиваемость, искривления, асимметрия, сращивание и расщепление, утолщение и утончение), окраски, нарушение ветвления и порядка листорасположения, преждевременное опадение листьев, хвои, цветков и др. В 1987 г. морфозы фиксировали начиная с мощности экспозиционной дозы γ -излучения 20–30 мР/ч на 10 мая 1986 г. [43]. Чаще всего встречались фасциации и ветвление стеблей, махровость, изменение соцветий, окраски и размеров листовых пластинок и цветков. При мощности дозы 75–150 мР/ч наблюдали усиление вегетативного размножения (вереск) и гигантизм отдельных видов растений. Нехарактерные опухолевидные образования наблюдали у ястребинки постенной и зонтичной, малины красной и ежевики [24]. В популяциях осота полевого, на пятый после аварии год, когда мощность экспозиционной дозы снизилась в 3 раза до 0,16 мА/кг, 80% растений имели опухолевидные разрастания на основных и боковых побегах. При выращивании собранных в чернобыльской зоне семян подорожника ланцетолистного в контролируемых условиях теплицы обнаружена повышенная частота тератогенных изменений, главным образом в строении соцветий [47].

Поражение трех сортов озимой пшеницы в 10-км зоне ЧАЭС мучнистой росой и бурой ржавчиной было в 1,5–2,0 раза выше, чем у контрольных растений, и возростало с увеличением радиоактивного загрязнения почвы [7]. Пониженная устойчивость растений к фитопатогенным грибам сохранялась и при выращивании на не загрязненной радионуклидами почве. Возможной причиной снижения устойчивости растений к болезням в условиях хронического облучения является уменьшение активности ингибиторов протеиназ. Таким образом, хроническое облучение снижает устойчивость растений к действию другого стресса – биотического. Кроме того, хроническое радиационное воздействие, действуя как мутагенный фактор, ускоряет возникновение новых форм фитопатогенов с повышенной вирулентностью [7, 22].

Генетический уровень. Частота абберрантных клеток корневой меристемы проростков семян озимых ржи и пшеницы урожая 1986 г. и их нагруженность повреждениями увеличивалась вместе с дозой [16, 43]. Статистически значимое превышение спонтанного уровня абберраций зафиксировано при поглощенной дозе 3,1 Гр, угнетение митотической активности – 1,3 Гр, всхожести – 12 Гр [16], то есть радиационное поражение сельскохозяйственных растений в 1986 г. по основным тестам было сходно с эффектом, индуцированным острым γ -облучением в сопоставимых дозах. Анализ трех последовательных поколений озимых ржи и пшеницы показал, что частота абберрантных клеток в интеркалярной меристеме во втором и третьем поколениях на наиболее загрязненных участках статистически значимо превышала этот показатель для первого поколения [82]. Наиболее вероятное объяснение выявленного феномена связано с дестабилизацией генома растений, выращенных из подвергшихся радиационному воздействию семян.

Существенная роль генетической нестабильности в формировании отдаленных последствий радиационного воздействия была подтверждена в ходе многолетнего исследования мутационной изменчивости четырех генотипов озимой пшеницы из 10-км зоны ЧАЭС. В 1986 г. дозы внешнего облучения растений варьировали в диапазоне 9–20 Гр. В первую вегетацию доля растений с морфологическими аномалиями составила 60–80%, во вторую при самосеве в зоне достигала 60% [24]. У растений, третья вегетация которых проходила в 30-км зоне, преобладала частичная и полная стерильность, укороченный колос и др. У растений, выращивавшихся из семян этого поколения на чистой почве, стерильность была в 2–3 раза меньше, но морфологические аномалии (изменения линейных размеров и формы растений, отдельных органов и их количества, окраски, степени кустистости и др.) наблюдались с высокой частотой. Высокий уровень мутагенеза сохранялся на протяжении многих поколений как в условиях 30-км зоны, так и на контрольных участках. Аналогично у потомков сосен, облученных в результате аварии на Чернобыльской АЭС, обнаружены [41] значительные изменения количественных признаков и возрастание частоты морфологических аномалий. Таким образом, типичные эффекты прямого радиационного воздействия (стимуляция, угнетение, аномалии морфогенеза) могут передаваться потомкам облученных растений.

Высокая частота нарушений мейоза и процессов формирования мужского гаметофита была обнаружена у ячменя. За период от всходов до микроспоро- и гаметогенеза растения ячменя линии ваху, выращивавшиеся на двух экспериментальных участках в г. Чернобыль ($4,4 \cdot 10^{-4}$ мГр/ч), ($2,1 \cdot 10^{-2}$ мГр/ч) и в районе поселка Янов ($17,3 \cdot 10^{-2}$ мГр/ч), получили дозы 0,05 сГр, 2,56 сГр и 21,12 сГр, соответственно [12]. У растений с первого участка было обнаружено 7,2% стерильных пыльцевых зерен, второго – 35,4%, третьего – почти 90%. На третьем участке выход ваху-реверсий составил 0,0452%, на участке 1 – 0,0038%, однако в расчете на единицу дозы частота мутаций была выше на наименее загрязненных участках. Интересно отметить, что при облучении в условиях гамма-поля частота ваху-реверсий возрастала линейно, а в условиях чернобыльской зоны – экспоненциально [25]. Эти различия связаны с тем, что в условиях радионуклидного загряз-

нения растения подвергаются воздействию как внешнего, так и внутреннего облучения разными видами (α , β и γ) излучения.

3.1.2. Сельскохозяйственные и домашние животные

Организменный уровень. Радиационное поражение сельскохозяйственных животных в условиях аварии на ЧАЭС было связано главным образом с поражением щитовидной железы из-за накопления в ней радиоактивного йода. Через 240 суток после аварии у коров из Гомельской области (Беларусь) соотношение поглощенных щитовидной железой, слизистой желудочно-кишечного тракта (ЖКТ) и всем телом доз от всех источников облучения было 230:1,2:1,0 [64]. Дозы на слизистую ЖКТ крупного рогатого скота за первый месяц после аварии могли достигать более 10 Гр у небольшого количества животных, 7 Гр – у десятков тысяч голов эвакуированного скота и в пределах 1 Гр – у остального поголовья [37]. Зимой 1986–1987 гг. ухудшилось состояние части поголовья, эвакуированного из 30-км зоны: увеличился процент падежа, уменьшилось число лейкоцитов в крови. При вскрытии регистрировали повреждение печени, увеличение количества внутреннего жира, увеличение размеров желчного пузыря и селезенки, дистрофию миокарда. В то же время, весной 1987 г. клинических признаков радиационного поражения животных не было выявлено.

Степень подавления функций щитовидной железы зависела от полученной дозы (69% снижение при дозе 50 Гр на щитовидную железу, 82% – при дозе 280 Гр) [5]. Обнаруженные у продуктивных животных в первый год после аварии изменения концентрации тиреоидных гормонов и активности аденилатциклазы носили [68] обратимый характер, что свидетельствует о существовании компенсаторного механизма активации системы цАМФ у животных с пониженной секрецией тиреоидных гормонов при радиационном поражении щитовидной железы. Степень радиационного поражения щитовидной железы связана с содержанием стабильного йода в рационе. Так, у овец Белорусского Полесья с пониженным уровнем йодного питания происходил интенсивный захват радиоактивного йода щитовидной железой, что способствовало формированию в 2,0–2,5 раза больших, чем в контроле, доз на этот орган [4].

Через 5 месяцев после аварии у овец, вывезенных из окрестностей ЧАЭС через 10 суток после аварии, обнаружены серьезные гематологические изменения в периферической крови, свидетельствующие о том, что все поголовье овец находилось в переходной фазе от подострой к хронической лучевой болезни [37]. Наиболее частым признаком поражения являлись лейкопения (89% животных) и лимфопения (90% животных). У 54% овец отмечены начальная и выраженная формы анемии.

В мае–июне 1986 г. у брошенных животных (собаки, кошки, свиньи) отмечены радиационные ожоги I–II степени с образованием язв, а также эпителиция на ногах и брюхе. У собак диагностировали изменения во внутренних органах и тканях, характерные для хронической лучевой болезни – снижение массы мышечной и жировой ткани, изменения в печени, почках, кишечнике и желудке с кровоизлияниями и локальными некрозами (печень,

почки). У кур, помимо изменений в печени, наблюдали атрофию яичников. Явно выраженные изменения в крови, преимущественно в виде лейкопении, а также анемии нормо- и гиперхромного типа были зарегистрированы у собак, кошек и ежей, отловленных летом 1986 г. на расстоянии 10–20 км от ЧАЭС [37].

3.2. Компоненты наземных природных экосистем

3.2.1. Почвенный микробиоценоз

Уровень биологических сообществ и экосистем. Авария на ЧАЭС совпала с наиболее радиочувствительными фазами в развитии обитателей почвы, наступившими с ее весенним прогревом: период размножения и линек беспозвоночных после зимнего оцепенения. Через 2 месяца после аварии большая часть радионуклидов с крон деревьев переместилась в лесную подстилку и оставалась в верхнем 3–5 см слое почвы в течение длительного времени. В результате виды мезофауны, обитающие в лесной подстилке сильно пострадали на расстоянии 3–7 км от станции, где численность почвенных клещей и находившихся на ранних стадиях развития представителей мезофауны к середине июля 1986 г. сократилась в 30 раз [6]. Значительно меньше, в 2–3 раза, сократилась численность мезофауны в толще пахотных почв, находящихся в этой же зоне.

Радиоактивное загрязнение нарушило процесс нормального воспроизводства почвенных обитателей. Среди почвенного населения сосновых лесов отсутствовали личинки и нимфы микрофауны первых возрастов. Доза 30 Гр вызвала катастрофические (среднее число почвенных обитателей снизилось со 104 до 2,2 индивидуумов на стандартную пробу), а доза 8 Гр – статистически значимые изменения в сообществах микрофауны. У обитателей пахотных почв эти процессы были менее выражены, но численность молодых дождевых червей была в 4 раза ниже, чем на участках с низким уровнем радиоактивного загрязнения. Даже при дозе 86 Гр на поверхности животные в толще пахотных почв пострадали слабо, так как были хорошо защищены слоем почвы от γ -излучения, вклад которого в общую дозу в 1986 г. составлял 94% [6]. Через год после аварии началось восстановление почвенной фауны леса за счет сохранившихся организмов и активного заселения насекомыми извне. Через 2,5 года общая численность мезофауны восстановилась, но видовое разнообразие на загрязненных радионуклидами участках даже через 10 лет после аварии составляло 80% от доаварийного уровня [35].

3.2.2. Древесные растения

Уровень биологических сообществ и экосистем. Наиболее серьезные экологические последствия формировались в случае, когда самые чувствительные компоненты экосистем получали летальные или близкие к летальным дозы. Ярким примером такой ситуации является радиационное

поражение хвойных лесов в 10-км зоне ЧАЭС. Хвойные деревья характеризуются высокой задерживающей способностью и медленным очищением от выпадающих из атмосферы радионуклидов. Это обусловило аккумуляцию в древесном ярусе 60–90% радиоактивных выпадений [98] и привело к формированию высоких доз, главным образом β -излучения, на апикальную и листовую меристемы.

Было выделено [33] четыре различающиеся степенью радиационного поражения леса зоны:

1) зона летальных эффектов площадью 600 га, поглощенная доза на 01.06.1986 г. достигала 60–100 Гр. К концу 1987 г., помимо массовой гибели сосновых деревьев, наблюдалось серьезное радиационное поражение крон лиственных деревьев – березы и ольхи;

2) зона сублетальных эффектов площадью 3800 га, поглощенная доза 30–40 Гр, в которой усохло 40–75% деревьев. У 90–95% выживших деревьев наблюдался некроз меристем и молодых побегов, высыхание верхней части кроны и подавление роста;

3) зона среднего поражения площадью 11900 га, поглощенная доза 5–6 Гр. Типичными эффектами для этой зоны были: подавление роста, частичное опадение иголок с верхней части побегов, повреждение репродуктивных органов;

4) зона слабого воздействия, охватывающая остальные леса 30-км зоны, поглощенная доза 0,5–1,0 Гр. В этой зоне у части деревьев наблюдалось подавление роста, на 10–12% увеличилась доля невыполненных семян.

Первые признаки радиационного поражения сосновых лесов – пожелтение и отмирание хвои – были отмечены на площади примерно 100 га через 2–3 недели у деревьев, произрастающих в непосредственной близости от АЭС, где поглощенные хвоей и апикальной меристемой дозы превышали 500 Гр. В течение лета 1986 г. площадь радиационного поражения расширилась в северо-западном направлении до 5 км, серьезное повреждение сосновых лесов наблюдалось на расстоянии до 7 км [33].

Массовая гибель сосновых лесов вокруг Чернобыльской АЭС является ярким примером радиационного поражения на экосистемном уровне и представляет собой убедительное доказательство повышенной чувствительности лесных экосистем (в первую очередь хвойных насаждений) к радиационному воздействию. Гибель сосновых деревьев резко изменила микроклимат на участках пораженного леса. С 1988 г. территория Рыжего Леса постепенно стала зарастать травой, кустарниками и молодыми лиственными деревьями. Повышение температуры и освещенности поверхностного слоя почвы привело к 3–5-кратному увеличению биомассы травяного покрова. То есть гибель радиочувствительных видов-доминантов (хвойных деревьев) привела к интенсивному развитию более устойчивых к облучению лиственных деревьев, кустарников и травянистых растений.

Организменный уровень. В зоне сублетальных эффектов у сосны не формировались доброкачественные семена в течение 5–7 лет после аварии [50]. Острое облучение сосен в 1986 г. дозами 10–12 Гр вело к массовой гибели пыльников и шишек первого года, в то время как шишки второго года продолжали развитие и достигали нормальных размеров при дозах до 25 Гр [81].

Дозы 1–5 Гр существенно влияли на репродуктивную способность сосны, что проявлялось в снижении числа семян и увеличении фракции невыполненных семян [50]. Период острого облучения совпал с микро- и макроспорогенезом, гаметогенезом и ранним эмбриогенезом сосны. Это проявилось в виде разнообразных нарушений семяпочек двух генераций (шишки у сосны развиваются два года). При поглощенной дозе 3,8–5,2 Гр наблюдали частичную женскую стерильность (снижение гаметофитной выживаемости опыленных в 1986 г. семяпочек и уменьшение эмбриональной выживаемости семяпочек, опыленных в 1985 г.) [65]. При дозах 7–9 Гр зафиксировано угнетение роста ауксибластов и хвои.

Радиочувствительность ели (*Picea abies* L.) выше, чем сосны. Дозы 8–10 Гр вели к отмиранию молодых побегов у елей 25-летнего возраста, а через 2–3 года – к гибели большинства облученных деревьев. У 40-летних елей после облучения дозами 2,5–3,0 Гр масса побегов уменьшилась на 60%, на 20% снизилась масса 100 хвоинок [33].

До 80% поглощенной в 1986 г. дозы было накоплено в течение первого месяца после аварии. Процесс лучевого поражения крон хвойных деревьев продолжался до осени 1986 г. Отмирание сосущих и тонких проводящих корней началось во второй половине вегетационного периода 1987 г. К этому времени большая часть радионуклидов с крон деревьев переместилась в лесную подстилку и верхние слои почвы.

Из лиственных деревьев в окрестностях Чернобыльской АЭС наиболее распространены береза, осина, ольха, акация и дуб. Они значительно устойчивее хвойных к радиационному воздействию [56], поэтому поражение крон лиственных деревьев наблюдалось [81] лишь в непосредственной близости от разрушенного реактора. Поражение листьев березы и акации зарегистрировано на участках, где γ -фон превышал 500 мР/ч [58]. У берез, получивших дозы порядка 500 Гр, к середине августа практически полностью погибли молодые побеги, а листья пожелтели и осыпались, осенью был отмечен некроз отдельных ветвей.

С весны 1987 г. началось восстановление деревьев, сохранивших хотя бы небольшую часть хвои. Оно происходило за счет деления более резистентных спящих клеток, частично защищенных от γ -излучения покровными тканями. Дозы облучения, после которых еще наблюдались восстановительные процессы, составляли для сосны обыкновенной 50–60 Гр, для ели европейской – 10–12 Гр [33]. У сосен, получивших дозы 15–20 Гр, из-за гибели побегов 1986 г. снизилась масса вновь образующейся хвои [42, 81]. Компенсация происходила за счет формирования в 1987 г. более крупной хвои (в 1,5–2,3 раза длиннее, чем на незагрязненных участках) и увеличения продолжительности ее жизни. Снижение прироста побегов по сравнению с контролем в 1987 г. наблюдалось у деревьев, начиная с дозы 0,43 Гр, а полное прекращение роста – при дозе 3,45 Гр [57]. Максимальное снижение прироста наблюдалось в сосновых насаждениях возрастом 40–60 лет [32]. Подавление процессов роста и развития деревьев сопровождалось уменьшением фотосинтетической активности и транспирации [24].

Начало восстановительных процессов сопровождалось массовым появлением морфологических нарушений, обусловленных снятием апикально-

го доминирования, нарушением геотропизма, изменением формы, размеров и количества хвоинок в пучке, нарушениями в порядке закладывания и количества ежегодных побегов, бесхлорофильными химерами [33, 42, 81]. Морфологические нарушения устойчиво фиксировались, начиная с мощности доз 0,17–0,26 Гр/час. По содержанию общих и индивидуальных белков, организации генома, особенностям его экспрессии и кариотипу морфологически аномальная хвоя отличалась от контрольной [60]. Аналогичные эффекты в 5-км зоне вокруг реактора зафиксированы у лиственных деревьев (гигантизм листьев, изменение формы листовых пластинок) [81]. Аномальный морфогенез сопровождался существенными изменениями в метаболизме сформировавшихся морфологические аномалии клеток [60].

В 5-км зоне вокруг разрушенного реактора в 1987 г. часть мужских и женских сережек у березы имела разветвленную и скрученную форму, отмечен некроз пыльников [81]. К середине лета края листьев на этих деревьях приобрели ярко-желтую окраску, середина оставалась зеленой. В верхней части кроны развивались темно-зеленые листья необычно большого размера. В 1988 г. деревья восстановили нормальную окраску и форму листьев. Но даже через 10 лет после аварии радиоактивное загрязнение продолжало оказывать влияние на стабильность процессов в онтогенезе растений. В 1996 г. уровень флуктуирующей асимметрии листовых пластинок белой акации и рябины был выше на участках с более высокой плотностью радиоактивного загрязнения [90].

Генетический уровень. В первые годы после аварии в популяциях сосны обыкновенной частота мутаций ферментных локусов была в 4–17 раз, а частота клеток с абберациями хромосом в проростках семян в 1,5–7,2 раза выше, чем в контроле [18, 31]. Частота абберантных клеток и мутаций ферментных локусов нелинейно зависела от уровня радиоактивного загрязнения, причем на единицу поглощенной дозы при более низких уровнях загрязнения (5–10 Ки/км²) частота мутаций была в 16 раз выше, чем при высоких (400–550 Ки/км²). В 1987–1990 гг. скорость снижения частоты цитогенетических нарушений в хвое отставала от уменьшения радиоактивного загрязнения местности [57]. Аналогичные результаты были получены и в экспериментах на сельскохозяйственных растениях [82]. У сеянцев семян сосны обыкновенной урожая 1986–1989 гг. не было обнаружено различий по частоте хлорофильных мутаций, но по некоторым морфологическим мутациям обнаружены существенные отклонения от нормы [13]. Уровень метилирования ДНК хронически облучавшихся сосен был существенно повышен [83], а степень метилирования зависела от полученной деревьями дозы. Эти данные свидетельствуют о существенной роли эпигенетических механизмов в формировании ответной реакции растений на радиационное воздействие.

3.2.3. Травянистые растения

Уровень биологических сообществ и экосистем. Гибель травянистых растений в условиях аварии на Чернобыльской АЭС наблюдался на сравнительно небольших территориях в первые месяцы и годы после аварии.

Другие радиобиологические эффекты наблюдались на значительно больших площадях.

Последствия радиационного воздействия в луговых фитоценозах во многом определяются влиянием излучения на репродуктивные органы растений. Частичная и полная стерильность семян наблюдалась при дозах за первый месяц 40 Гр (вика) и 10 Гр (одуванчик, арабидопсис) [43]. Мышиный горошек, заселявший участок с мощностью экспозиционной дозы 2 МР/ч, имел бобы преимущественно с 1–2 горошинами. Доля полностью стерильных плодов достигала 7%, эмбриональных летальных мутаций – 13%. На не загрязненных радионуклидами участках эти показатели составляли 4,5 и 3,0%, соответственно [58]. С увеличением мощности дозы γ -излучения статистически значимо снижалась всхожесть и масса 1000 семян ежи сборной [71]. На участках с высокой плотностью радиоактивного загрязнения это растение выпадало из фитоценоза. В аналогичных условиях у клевера ползучего, иван-чая и дремы белой отмечали [24] увеличение доли нежизнеспособной пыльцы на 30%. Эти данные свидетельствуют о том, что радиационное воздействие способно менять структуру фитоценоза за счет угнетения развития и снижения репродуктивной способности радиочувствительных видов. Результатом этих процессов является снижение биоразнообразия и изменение доминантности видов.

Действительно, плотность травянистого покрова вблизи поселка Янов (30-км зона ЧАЭС) в 1987 г. сократилась с 740 до 310 экземпляров/м² по мере увеличения мощности экспозиционной дозы γ -излучения с 50 до 3500 МР/ч (рисунок 3.1) [58]. При этом число радиочувствительных видов сокращалось с ростом дозы, а радиоустойчивых – возрастало из-за ослабления межвидовой конкуренции. Резкое сокращение числа видов растений на второй год после аварии наблюдалось на участках с мощностью дозы γ -излучения 80 МР/ч и более. Видовое разнообразие по сравнению с доаварийным периодом не восстановилось к 1990 г.; доля радиочувствительных видов в фитоценозе снизилась к 1998 г. примерно в 4 раза.

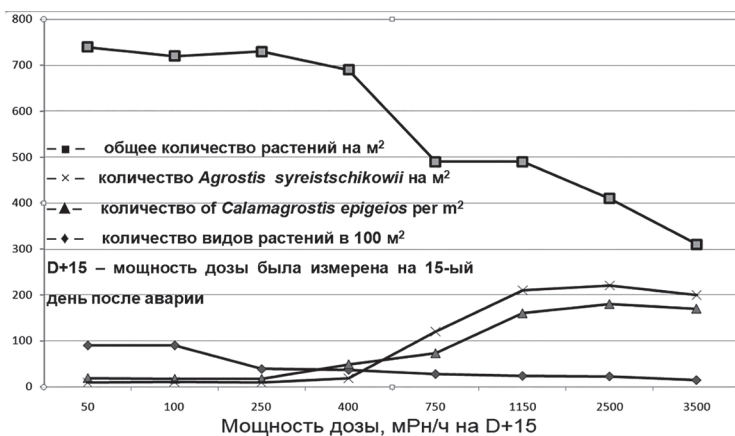


Рисунок 3.1. Плотность травянистого покрова и видовое разнообразие вблизи поселка Янов в 1987 г. в зависимости от мощности дозы на момент аварии [58]

Организменный уровень. Сообщества травянистых растений чернобыльской зоны характеризуются большим разнообразием видов и широким диапазоном радиостойчивости. Сформировавшиеся в первый период аварии дозы воздействия на критические органы травянистых растений на наиболее загрязненных участках 30-км зоны ЧАЭС были достаточны для формирования широкого спектра биологических эффектов, включая стерильность, снижение продуктивности и даже гибель отдельных растений [84].

Основной вклад в поглощенные травянистыми растениями дозы вносило β -излучение, на долю γ -излучения приходилось 5–10% [15, 37]. Две трети поглощенной растениями дозы было получено в первый месяц после аварии. Поверхностное расположение апикальной и листовой меристем делает растения особенно чувствительными к радиоактивным выпадениям. Поэтому формирующиеся в этих критических органах поглощенные дозы существенно превышают дозы, полученные населяющими ту же экосистему животными [49].

Эксперименты с бобами и горохом в контролируемых условиях показали, что сопоставимый по уровню эффект соответствует дозам хронического γ -облучения, в 10 раз превышающим наблюдавшиеся в условиях чернобыльской зоны. Этот вывод согласуется с данными о том, что в настоящее время в чернобыльской зоне 70–95% дозы растения и животные получают за счет внутреннего облучения [24]. Такое соотношение вкладов внешнего и внутреннего облучения в поглощенную растениями дозу может быть причиной многочисленных несоответствий биологического эффекта и дозы внешнего облучения, наблюдавшихся в полевых исследованиях чернобыльской зоны. Это происходит из-за того, что при поступлении в растения многие радионуклиды концентрируются [40] в зонах роста, где происходит активное деление клеток. Поэтому реальные дозовые нагрузки на наиболее чувствительные части растений – меристемы – могут на порядок превышать оценки доз, рассчитанных из предположения о равномерном распределении радионуклидов по тканям растений.

Первые четыре года после аварии частота клеток с абберациями хромосом в проростках скерды кровельной (*Crepis tectorum* L.) нелинейно зависела от плотности радиоактивного загрязнения [15, 70]. Через 3 и 4 года после аварии наблюдалась корреляция между частотой клеток с абберациями и частотой проростков с аномальным кариотипом. Нелинейная зависимость между цитогенетическим эффектом и мощностью дозы отмечена на том же объекте и в исследованиях в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа [69], но аномальных кариотипов обнаружено не было. Не было найдено измененных кариотипов и спустя 7 лет после аварии на ЧАЭС в загрязненных радионуклидами районах Брянской области [70], хотя частота абберантных клеток на некоторых участках была даже выше, чем в 30-км зоне.

3.2.4. Водные растения и организмы

Организменный уровень. Информация о радиационных эффектах у представителей животного мира в условиях Чернобыльской катастрофы более фрагментарна и менее достоверна. Это связано с мобильным образом жиз-

ни большинства животных, что значительно усложняет экспериментальную работу с ними и, одновременно, делает гораздо менее точной оценку полученной дозы.

При оценке радиоэкологических последствий для водоемов наибольший интерес представляют рыбы – самые радиочувствительные организмы из холоднокровных гидробионтов. К моменту аварии водоем-охладитель ЧАЭС населяли более 30 видов рыб. Полученные ими дозы зависят от субстрата, на котором происходит развитие икры, продолжительности эмбриогенеза, а при переходе на самостоятельное питание – от характера трофики. У хищных видов концентрация цезия в тканях и органах была на порядок больше, чем у фитофагов [81]. Исходя из этих критериев, к критическим видам в пруде-охладителе относятся судак и жерех. Согласно оценкам [81], поглощенные некоторыми распространенными в водоеме-охладителе видами рыб дозы к 1995 г. составили 10–17 Гр. Уровень флуктуирующей асимметрии числа лучей в грудных плавниках молоди судака 1986 г. был в 30 раз выше, чем в контроле [54]. В Киевском водохранилище, где дозы были ниже, изменчивость морфологических признаков у этого вида рыб не выходила за пределы видового диапазона [11].

Незадолго до аварии водоем-охладитель ЧАЭС стал использоваться для разведения промысловых видов рыб. Радиационное воздействие привело к повышенной частоте аномалий воспроизводительной системы населяющих водоем-охладитель рыб. Находившиеся в садках пруда-охладителя в момент аварии мальки белого толстолобика к 1988 г. достигли половой зрелости, накопленная к 1991 г. доза составила 9–11 Гр [51, 52]. Значительная часть взрослых особей (5,6%) была полностью стерильна (в контроле – 0,25%), а у 15,4% особей – отмечена частичная стерильность [51]. Асимметричное развитие гонад наблюдали у 11,2% особей (в контроле – 2,9%). Среди других аномалий репродуктивных органов можно выделить разрушение стенок семенных канальцев, разрастание соединительной ткани, деструктивные изменения половых клеток. Однако поскольку плодовитость самок превышала контрольную на 40%, деструктивные изменения затрагивали лишь часть клеток. Оплодотворенными были 94% икринок, из них с аномалиями развития – 11% [52]. Концентрация ^{137}Cs в овулировавшей икре составляла 15 кБк/кг. В потомстве толстолобика отмечено замедление темпов роста, повышенная вариабельность линейных и весовых показателей, увеличение числа особей с нарушением морфологии половых желез и клеток, деструктивными изменениями ооцитов, сперматогониев и сперматоцитов, появление бисексуальных и стерильных особей. У самцов нарушения воспроизводительной системы были выражены сильнее [52]. Изменчивость морфометрических показателей у потомства карпа, густеры и толстолобика была значимо выше, чем у родителей [44]. У рыб, икра которых основную дозу получала от накапливающих радионуклиды водных растений, отмечены нарушения в системе крови (серебряный карась), репродуктивной системы (окунь и карп), а также цитогенетические аномалии (карп) [45].

Особенно сильное радиационное воздействие испытали бентосные организмы, в частности, моллюски. Концентрации радионуклидов у населя-

ющих пруд-охладитель ЧАЭС моллюсков достигали 410 Бк/г [81]. В этих популяциях в 1986–1987 гг. было выявлено [54] состояние депрессии, но к 1991 г. ситуация выровнялась. С другой стороны, исследование морфологической и генетической дифференциации в семи популяциях *Dreissena polymorpha* (Pallas), населяющих водоем-охладитель ЧАЭС и прилегающие водоемы, не выявило статистически значимого эффекта радиации на структуру популяции [97].

Генетический уровень. В семи популяциях бурых лягушек, населяющих загрязненные радионуклидами районы Беларуси (радиоактивное загрязнение участков менялось в пределах 180–2330 кБк/м² по ¹³⁷Cs и 3,7–280 кБк/м² по ⁹⁰Sr), частота абберрантных метафаз и нагруженность клеток костного мозга абберрациями были статистически значимо выше контроля [17, 26]. Спектр абберраций указывал на радиационную природу выявленных аномалий. В качестве контрольных были выбраны популяции из Березинского биосферного заповедника и из прибрежной зоны Заславского водохранилища. Снижения уровня цитогенетических нарушений в 1989 г. по сравнению с 1986 г. не обнаружено. Только в первые годы после аварии наблюдалась [8] связь между уровнем цитогенетических нарушений в клетках костного мозга и накоплением остеотропных радионуклидов в теле животных, после 1990 г. статистически значимая связь частоты цитогенетических нарушений с накоплением отдельных радионуклидов и общей дозовой нагрузкой отсутствовала. В популяциях бурых лягушек из загрязненных радионуклидами районов до 1991 г. число микроядер в эритроцитах периферической крови было выше, чем в контроле. Уменьшение с течением времени плотности радиоактивного загрязнения сопровождалось увеличением частоты абберраций на единицу дозы в 5–6 раз, то есть наблюдавшееся в 1990–1994 гг. снижение частоты абберрантных клеток в костном мозге не соответствовало снижению дозовых нагрузок [8]. После острого γ -облучения в дозе 2 Гр не наблюдалось различий по частоте цитогенетических нарушений в клетках костного мозга животных из контрольного и радиоактивно загрязненного участков [10]. Обитающие на загрязненных радионуклидами территориях животные отличались от контрольных частотой клеток костного мозга с повреждением хроматина и скоростью процессов апоптоза после дополнительного радиационного воздействия [1, 2]. В ходе проведенного в 1988–1991 гг. обследования 2500 лягушек двух видов из 13 биотопов было обнаружено семь особей с новообразованиями костной ткани, пять из них были отловлены в окрестностях г. Чериков Могилевской области [9]. В последующие годы опухоли не были зарегистрированы. Судя по размерам лягушек с опухолями костной ткани, все они в момент аварии были в возрасте одного года и находились в стадии усиленного роста.

3.2.5. Млекопитающие

Организменный уровень. Среди животных наиболее радиочувствительным классом являются млекопитающие. На радиоактивно загрязненной в результате аварии на ЧАЭС территории самым распространенным семейством млекопитающих были мышевидные грызуны. Эти животные, в силу

высокой численности и плодовитости, быстрой смены поколений, а также обитания в верхних горизонтах почвенного покрова, где формируются наиболее высокие дозы, являются удобной моделью для изучения радиоэкологических эффектов. Поэтому неудивительно, что именно для этого семейства млекопитающих были получены наиболее представительные данные об обусловленных аварией на ЧАЭС биологических эффектах.

Весной 1986 г. уровень радиационного воздействия был настолько высок, что привел к массовой гибели мышевидных грызунов на наиболее загрязненных участках вокруг ЧАЭС [92]. Действительно, осенью 1986 г. численность мышевидных грызунов на наиболее загрязненных участках вокруг Чернобыльской АЭС была в 2–10 раз ниже их численности на незагрязненной радионуклидами территории [63]. В первые годы после аварии радиационное воздействие могло вести к сокращению продолжительности жизни и другим проблемам со здоровьем, однако мощный репродуктивный потенциал мышевидных грызунов позволил быстро восстановить численность популяций. Весной 1986 г. на наиболее загрязненных участках количество новорожденных мышат составляло лишь 15% от значения этого показателя на не загрязненных радионуклидами участках. В октябре 1986 г. эмбриональная смертность у рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus* Schreb.) составляла 34% (в норме 6%) [81]. Если осенью 1986 г. на загрязненных радионуклидами участках рождаемость была снижена на 30%, то весной 1987 г. это различие уменьшилось до 12%. К весне 1987 г. численность животных на загрязненных участках восстановилась главным образом за счет миграции с окружающих территорий. В последующие годы (1994–1995) снижения численности и биологического разнообразия в популяциях мышевидных грызунов, населяющих даже наиболее загрязненные участки чернобыльской зоны, зафиксировано не было [74].

В 1986–1992 гг. была изучена [39] динамика процессов поражения и восстановления кроветворной системы полевок-экономок, населяющих контрастные по уровню радиоактивного загрязнения участки 30-км зоны ЧАЭС. К началу отлова зверьков (осень 1986 г.) γ -фон на расположенном в 5 км к югу от ЧАЭС участке составлял 4–6 мР/ч, поглощенная доза от внешнего γ -облучения – 1 Гр. Другой участок был расположен в 20 км к юго-западу от ЧАЭС, мощность γ -фона – 0,8 мР/ч, поглощенная животными доза – 0,02 Гр. В 1986 г. вклад γ -излучения в поглощенную дозу был в 2–5 раз выше, чем γ -излучения, вклад инкорпорированных радионуклидов – на 1–2 порядка ниже, чем от внешнего облучения [27]. В 1987–1992 гг. уровень внешнего облучения существенно снизился, а вклад инкорпорированных радионуклидов в поглощенную дозу возрос [79].

У обследованных зверьков, несмотря на внешне благополучное состояние, были выявлены многочисленные и многообразные изменения красной и белой крови, а также внутренних органов. Заметные изменения кроветворной системы были обнаружены через 5–6 месяцев после аварии [39]. Они сохранились и даже усугубились в последующие годы в ряду поколений животных. Более 20% полевок имели выраженные признаки гиперхромной макроцитарной анемии, что является типичным проявлением острой лучевой болезни. У 20% зверьков обнаружены признаки гипохромной анемии,

выявлено пониженное содержание гемоглобина и ретикулоцитов, что свидетельствует о депрессии эритропоэза. Количество лейкоцитов в единице объема ткани полевок с наиболее загрязненного участка в год аварии почти в 2 раза, а в 1987 г. в 1,5 раза превышало контроль. В последующие годы (1988–1992) у новых поколений животных количество форменных элементов белой крови снизилось до 60% от нормы.

В ходе гистологического анализа срезов костного мозга полевок не было выявлено структурных изменений, способных повлиять на кроветворную функцию, [39] и признаков заболеваний крови опухолевой природы [27], однако частота клеток с микроядрами была статистически значимо выше контрольного уровня. Красная пульпа животных находилась в напряженном состоянии. Содержание лимфоидных клеток в белой пульпе было на 45–50% ниже физиологической нормы [39]. Сопоставление полученных данных с результатами лабораторных экспериментов показало, что гистоморфологическое состояние селезенки у большинства полевок из 30-км зоны ЧАЭС соответствует лучевому заболеванию средней тяжести. Аналогично, у ласточек из чернобыльской зоны был обнаружен [77] пониженный уровень лейкоцитов и иммуноглобулинов, а также пониженная масса селезенки, что свидетельствует о пониженной способности к формированию иммунного ответа.

Печень обеспечивает химический гомеостаз организма и определяет его устойчивость к неблагоприятным воздействиям. Клетки печени накапливают скрытые повреждения, проявляющиеся при стимуляции пролиферации. Паренхима у животных из 30-км зоны имела на срезах мозаичную структуру [38]. Одновременно наблюдали как собственные первичной реакции организма на острое облучение изменения, так и деструкцию ткани, характерную для хронической лучевой патологии. Об усилении процессов физиологической регенерации свидетельствовало увеличение числа двуядерных гепатоцитов в интактных участках тканей. В норме у полевок-экономок, в зависимости от возраста, двуядерные гепатоциты составляют 12–18%, у зверьков из 30-км зоны до 1989 г. их доля составляла 71–100%, в последующие годы – 65–92%. В печени полевок накапливались патологические митозы, причем если до 1989 г. преобладали связанные с абберациями хромосом аномалии, то в последующие годы – клетки с патологией митотического аппарата.

У отловленных в 1987 г. полевых мышей, полевок-экономок и полевок обыкновенных (мощность экспозиционной дозы в местах отлова 0,02–200 мР/ч, вклад β -компоненты превышал вклад γ -излучения в 34–37 раз), были обнаружены [62] множественные деструктивные поражения печени, обедненность липидов антиоксидантами, падение доли фосфолипидов в сумме общих липидов и угнетение процессов дегидрирования. Отсутствовала связь между изменением биохимических и биофизических параметров, выраженностью дегенеративных изменений в гепатоцитах и мощностью экспозиционной дозы. Даже спустя 5 лет после аварии у полевок-экономок с тех же участков изменения в составе фосфолипидов печени сохранились, хотя были и не столь выражены [61].

У полевок из 30-км зоны ЧАЭС была увеличена ширина коры надпочечников за счет гипертрофии пучковой зоны, вырабатывающей гормоны глю-

кокортикоидного типа, и уменьшены размеры клубочковой зоны, продуцирующей гормоны минералкортикоидного типа. Было отмечено появление клеток с пикнотическими ядрами, повышение митотической активности клеток пучковой и клубочковой зон, увеличение числа диплоидных и полиплоидных клеток. Гипертрофия коры надпочечников прослеживалась у полевок из 30-км зоны ЧАЭС в течение 5 поколений после аварии [27]. У отловленных в сентябре 1986 г. в 4–5 км к югу от ЧАЭС полевок (мощность экспозиционной дозы в период отлова 7–12 мР/ч) содержание катехоламинов в надпочечниках было статистически значимо ниже, а активность протеинкиназы статистически значимо выше, чем в контрольной популяции [29].

В первые годы после аварии в щитовидной железе, как и в надпочечнике, наблюдали главным образом некротические изменения. Были зафиксированы участки деструкции, дистрофические изменения, локальные скопления лимфоидных элементов, гипертрофия и гиперплазия клеток, пикноз ядер [27]. У первого послеаварийного поколения полевок (1987 г.) в щитовидной железе увеличилось количество дегенерирующих фолликулов. Если в первые годы после аварии наблюдалась высокая функциональная активность щитовидной железы, то в последующие отмечена тенденция к разделению органа на активно функционирующие и гипофункционирующие зоны, сопровождающаяся деструкцией фолликулов и частичным разрушением тиреоцитов. Такие процессы ведут к нарушению метаболизма тиреоидных гормонов и возникновению парадоксального состояния одновременного гипер- и гипотиреоза. Попытка связать эти морфологические изменения с мощностью дозы внешнего γ -облучения на разных участках и в разные годы исследования не дала результатов.

Генетический уровень. Частота aberrаций хромосом в клетках костного мозга рыжих полевок, популяции которых в 1986–1992 гг. обитали в загрязненных в результате аварии на ЧАЭС районах Беларуси (плотность радиоактивного загрязнения стационаров по ^{137}Cs 8–1526 кБк/м²) возрастала [21] по мере увеличения плотности радиоактивного загрязнения. На стационарах с плотностью радиоактивного загрязнения 220–1526 кБк/м² частота aberrаций хромосом в течение всего периода исследований (за это время сменилось 14 поколений животных) превышала контрольный уровень в 3–7 раз и характеризовалась тенденцией к росту во всех обследованных популяциях. Большинство aberrаций в клетках костного мозга были хроматидными. На сильно загрязненных стационарах нагруженность поврежденных клеток aberrациями была выше, а aberrации хромосомного типа (парные фрагменты, Робертсоновские транслокации, инверсии) встречались чаще, чем у животных в контроле. Однако корреляционный анализ не показал статистически значимой связи частоты aberrаций хромосом с плотностью радиоактивного загрязнения или мощностью экспозиционной дозы. Выращенное в условиях вивария потомство отловленных на экспериментальных участках полевок характеризовалось столь же высоким уровнем цитогенетических нарушений, как и животные из загрязненных радионуклидами районов.

В исследованных популяциях рыжих полевок зарегистрированы высокие частоты полиплоидных клеток в костном мозге, превышающие доа-

варийный уровень на 1–3 порядка [55]. Продемонстрирована зависимость их частоты от концентрации инкорпорированных в тушках радионуклидов. Обнаружен статистически значимый рост частоты геномных мутаций во времени вплоть до 1991 г. (12-е послеаварийное поколение животных). Даже у 21–22 поколений животных (1996 г.) была выявлена [59] повышенная частота микроядер в полихроматофильных эритроцитах (ПХЭ). В то же время в работе [93] не обнаружено увеличения частоты микроядер в ПХЭ у полевков, населяющих наиболее загрязненные радионуклидами участки рядом с Чернобыльской АЭС.

У отловленных в 1986–1991 гг. в 30-км зоне ЧАЭС домашних мышей были исследованы [46, 67] генетические нарушения в половых и соматических клетках. В 1986 г. мощность экспозиционной дозы на поверхности почвы участков составляла 0,02–200 мР/ч. Суммарные поглощенные дозы внешнего облучения семенников более чем вдвое превышали дозу от γ -излучения, доля внутреннего облучения составляла не более 10%. Интегральные дозы у отловленных в 1986–1987 гг. самцов не превышали 3–4 Гр в месяц. У животных, населяющих участки с большей плотностью радиоактивного загрязнения, частота аббераций хромосом и клеток с микроядрами в ПХЭ костного мозга была выше, однако зависимость эффекта от мощности экспозиционной дозы отсутствовала. Встречаемость клеток с микроядрами в ПХЭ была примерно на порядок ниже частоты абберантных клеток. Частота клеток с микроядрами у изученных типов соматических клеток была одного порядка, хотя при анализе нормохроматных эритроцитов периферической крови можно было ожидать накопления повреждений за весь период экспозиции, в отличие от ПХЭ клеток костного мозга, где эффект обусловлен полученной за клеточный цикл дозой. Различия в степени загрязнения участков были значительно выше, чем различия по наблюдаемым эффектам.

Только 2 самца с максимально загрязненного участка из 250 оказались необратимо стерильными, у части самцов наблюдалась временная стерильность. Эмбриональная смертность была повышена лишь в потомстве самцов, отловленных на максимально загрязненных участках. Различий по частоте аномальных головок спермиев у самцов в зависимости от степени загрязнения участков и года отлова не было обнаружено. Лишь у некоторых самцов с наиболее загрязненного участка отмечено снижение массы семенников. Частота реципрокных транслокаций в сперматоцитах имела тенденцию к повышению с ростом мощности дозы, но в популяциях мышей, гетерозиготных по рецессивным летальным мутациям, падала с увеличением прошедшего после аварии времени, то есть накопления мутаций со временем не происходило. Это позволяет полагать, что относительно высокий уровень гетерозигот по рецессивным летальным мутациям в 1986–1987 гг. в значительной степени связан с радиационным воздействием. Отсутствие накопления гетерозигот в популяции с течением времени, несмотря на продолжающееся хроническое радиационное воздействие, вероятно связано с избирательной гибелью несущих генетические нарушения клеток.

У отловленных в 30-км зоне ЧАЭС (мощность дозы внешнего γ -облучения на экспериментальных участках в 1986 г. 0,03–300 мР/ч) полевков-эко-

номок, рыжих полевок и полевых мышей максимальную частоту аномальных головок спермиев наблюдали в первые два года после аварии [28, 53]. Частота микроядер в 1986–1989 гг. была статистически значимо выше, чем в последующие годы. Только в этот период встречались множественные микроядра (до 10–14 на клетку), пульверизация ядра, очаговое поражение клеток. Максимальная частота нарушений отмечена у полевки-экономки, минимальная – у полевой мыши. Через 5–6 лет после аварии частота генетических нарушений в половых и соматических клетках снизилась до спонтанного уровня.

Сравнение спектра мутаций у трех видов полевок, пойманных в 30-км зоне ЧАЭС, показало, что эволюционно наиболее молодой вид – полевка обыкновенная (*Microtus arvalis* Pallas) – характеризовался повышенной частотой анеуплоидных клеток [34]. Клетки эволюционно наиболее старого вида – полевки-экономки (*Microtus oeconomus* Pallas) – характеризовались повышенной стабильностью хромосомного аппарата. С другой стороны, в 1994–1995 гг. в работе [94] не обнаружено повышенной частоты атипичных хромосом у мышевидных грызунов, населявших наиболее загрязненные радионуклидами участки чернобыльской зоны.

3.3. Радиоадаптация

Переселение людей из 30-км зоны Чернобыльской АЭС и прекращение там хозяйственной деятельности резко снизило антропогенное воздействие на экосистемы, существенно затруднив тем самым выявление адаптивных реакций живой природы к характерным для чернобыльской зоны повышенным уровням радиационного воздействия. Тем не менее существует ряд хорошо документированных примеров радиоадаптации в популяциях растений и животных.

При дополнительном воздействии γ -облучения на семена сосны обыкновенной урожая 1997 г. из хронически облучаемых популяций обнаружен эффект радиоадаптации по частоте клеток с абберациями хромосом [31]. Чувствительность семян к дополнительному γ -облучению зависела от уровня радиоактивного загрязнения участков (рисунок 3.2): чем выше уровень радиоактивного загрязнения, тем больше устойчивость выращенных на этих участках семян к дополнительному облучению. Необходимо отметить, что уровни радиационного воздействия на обследованных участках различались в 100 раз, а радиоустойчивость семян возросла всего в 1,7 раза. Анализ изоферментного полиморфизма показал [50], что в популяциях, получивших в первый период аварии дозы более 1 Гр, по ряду локусов наблюдался гаметический отбор против аллеля F, что вело к нарушению сегрегации аллелей у гетерозиготных деревьев. Обнаруженный отбор имеет однолокусный характер, не ведет к гаметической интеграции генома, но приводит к изменению генетической структуры семенного потомства. Обусловленные хроническим радиационным воздействием изменения генетической структуры в потомстве сосны обыкновенной сохранялись даже спустя 25 лет после аварии [85].

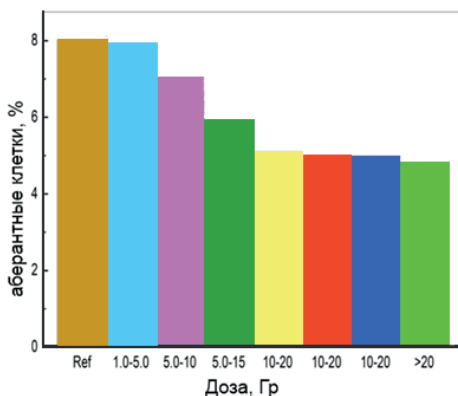


Рисунок 3.2. Радиоустойчивость семян сосны обыкновенной из популяций, населяющих контрастные по уровню радиоактивного загрязнения участки [31]

С 1986 г. в 30-км зоне ЧАЭС в течение шести лет исследовали динамику мутационного груза в популяциях арабидопсиса (*Arabidopsis thaliana* Heynh. L.) [14, 15]. Мощность дозы на участках менялась в пределах 0,02–240 мР/ч. Первые 2–3 года после аварии, несмотря на резкое снижение мощности дозы, частота эмбриональных летальных и хлорофильных мутаций в популяциях арабидопсиса увеличивалась. В последующие годы частота летальных мутаций снизилась, но и в 1992 г. в 4–8 раз превышала спонтанный уровень. На протяжении всех 6 лет исследования высокие дозы индуцировали меньше мутаций на единицу дозы, чем низкие. В популяциях арабидопсиса, населяющих участки с высоким уровнем радиоактивного загрязнения, генетическое разнообразие снижалось со временем [73]. Семена из этих популяций характеризовались повышенной устойчивостью к химическим мутагенам и дополнительному γ -облучению [89]. Интересно, что растения, выросшие из семян, собранных в чернобыльской зоне в 1991 и 1992 гг., были более устойчивы к мутагенам, чем растения, выросшие из семян 1989 и 1990 гг. Растения с участков, загрязненных радионуклидами, характеризовались пониженной частотой межхромосомной гомологической рекомбинации, существенно повышенным уровнем экспрессии генов, кодирующих системы репарации ДНК и перехватчиков свободных радикалов, а также повышенным уровнем метилирования генома.

Возможности и темпы адаптации природных популяций к повышенным уровням радионуклидного загрязнения определяются двумя группами факторов:

- пластичностью вида (занимаемой экологической нишей, чувствительностью к радиационному воздействию, способом размножения, структурно-функциональным состоянием генома и др.);

- спецификой радиоэкологических условий обитания, определяющей дозовые нагрузки от внешнего и внутреннего облучения, наличием в среде обитания дополнительных экологических факторов, способных модифицировать радиационные эффекты.

Повышенная эффективность репарации и способность прорастания в условиях абиотического стресса (высокое содержание солей и ускоренное старение) было показано на растениях примулы (*Oenothera biennis* L.), населяющих загрязненные γ - и β -излучающими радионуклидами участки в 30-км зоне Чернобыльской АЭС. Семена растений с участков, загрязненных α -, β - и γ -излучающими радионуклидами таким свойством не обладали [75]. Аналогичные результаты были продемонстрированы и при исследовании популяций горошка мышиного (*Vicia cracca* L.) [95].

Популяции большого прудовика (*Lymnaea stagnalis* L.) из озера Персток, загрязненного радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС (в 1997–1998 гг. плотность радиоактивного загрязнения донных отложений достигала 2200–3000 кБк/м²) характеризовались повышенной частотой клеток с микроядрами в хемолимфе по сравнению с популяциями, населяющими умеренно загрязненную р. Припять (в 1997–1999 гг. плотность радиоактивного загрязнения донных отложений составляла 18–39 кБк/м²) [96]. Эмбриональная смертность в популяциях большого прудовика из озера Персток была ниже, а устойчивость к облучению гораздо выше, чем в популяциях из р. Припять. Радиоустойчивость популяций из этих водоемов была гораздо выше радиоустойчивости популяций из озер за пределами 30-км зоны, не подвергшихся существенному загрязнению.

При исследовании интенсивности и характера размножения олигохет в водоеме вблизи п. Янов (мощность дозы на поверхности донных отложений 14 мкГр/ч) обнаружена [66] статистически значимая связь между тяжестью цитогенетического поражения червей и количеством особей в популяции, переходящих к половому размножению. Аналогично в 30-км зоне ЧАЭС было обнаружено [23] возрастание доли растений зверобоя пронзеннолистного (*Hypericum perforatum* L.), размножающихся половым путем и, соответственно, уменьшение роли апомиксиса. Бесполое размножение, сохраняя ценные гетерозиготные типы и обеспечивая тем самым высокую жизнеспособность при постоянстве внешних условий, ограничивает возможности генетической изменчивости и снижает адаптивный потенциал популяций в меняющейся среде. Неблагоприятные условия стимулируют переход к половому размножению, которое увеличивает адаптивные возможности популяций.

Популяции рыжей и обыкновенной полевок, населяющие участок с высоким уровнем радиоактивного загрязнения (37 000 кБк/м²), к 1999–2001 гг. (26-е поставарийное поколение) состояли в основном из животных, в клетках костного мозга которых частота встречаемости цитогенетических аномалий не превышала контрольный уровень [20]. На участках с существенно меньшими уровнями радиоактивного загрязнения (185 и 7 400 кБк/м²) селекция на повышенную радиорезистентность не была зафиксирована.

В работе [30] представлены результаты изучения изменения радиочувствительности европейской рыжей полевки в ряду поколений как интегральной характеристики адаптивных процессов в условиях повышенных уровней радиационного воздействия. Анализ средней продолжительности жизни полевок после дополнительного облучения дозой 14 Гр показал (рисунки 3.3), что радиоустойчивость полевок увеличивается вместе с числом

поколений, прожитых в условиях радиоактивного загрязнения. В 12-м поколении (1991 г.) средняя продолжительность жизни достигла максимального значения, превышающего значение этого показателя у животных 1987 г. в 10 раз (рисунок 3.3). Снижение этого показателя в 14-м поколении (1992 г.) может означать восстановление популяционного гомеостаза и стабилизацию популяции на оптимальном уровне радиорезистентности. Синхронно с радиорезистентностью изменялась и дисперсия этого признака [30]. Расширение вариабельности популяционных характеристик ведет к интенсификации процессов адаптации животных к новым условиям существования. На территориях с низким уровнем загрязнения подобные микроэволюционные преобразования происходят медленнее или не происходят вовсе [20]. Со временем происходит снижение доли радиочувствительных животных и возрастание доли устойчивых к облучению. Чрезвычайно устойчивые к действию радиации животные, отсутствовавшие в исходной выборке, появляются в 6–10-м поколении, к 12-му поколению их доля достигает 20%. Аналогичные изменения генетической структуры популяции василька шероховатого были выявлены [15] в исследованиях на Восточно-Уральском радиоактивном следе.

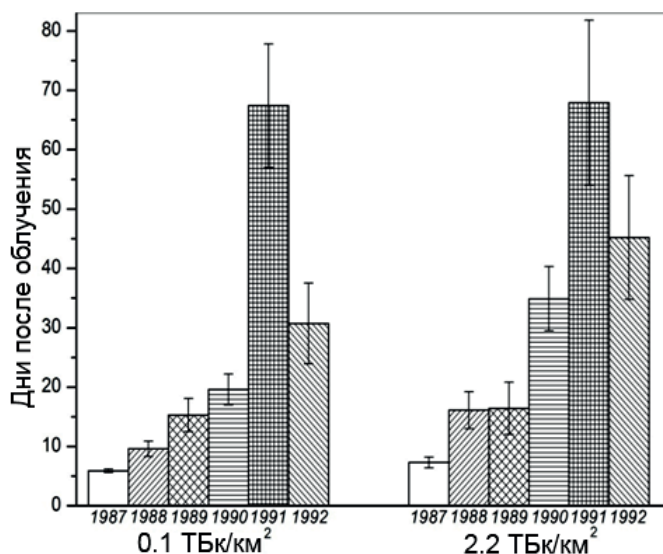


Рисунок 3.3. Изменение продолжительности жизни облученных дозой 14 Гр полевок, населявших контрастные по уровню радиоактивного загрязнения участки [30]

Анализ потомства быка и трех коров, обнаруженных в сентябре 1987 г. в 4 км от разрушенного реактора и в дальнейшем содержавшихся в экспериментальном хозяйстве в 10 км от саркофага (плотность радиоактивного загрязнения 7 400 кБк/м²), показал существенные отклонения от равновероятной передачи аллельных вариантов генов от родителей к потомкам [19]. В условиях высоких уровней радиоактивного загрязнения наблюдалась элиминация генотипов, типичных для высокоспециализированной

родительской голштинской породы. Вместо этого с повышенной частотой встречались варианты генов, характерных для более примитивных, но более устойчивых к неблагоприятным условиям среды пород, таких как серый украинский скот. В этих условиях радиационное воздействие выступает как селективный фактор, действие которого проявляется главным образом в изменении частоты встречаемости генов, а не индукции новых мутаций. Таким образом, генетические последствия катастрофы на Чернобыльской АЭС в значительной степени связаны не с увеличением числа мутантных организмов, а с исчезновением из генного пула популяции части генов вследствие направленной против радиочувствительных организмов селекции.

Представленные в настоящем разделе результаты свидетельствуют о том, что в адаптацию популяций растений и животных, вынужденных развиваться в условиях радиоактивного загрязнения, вовлечены механизмы на разных уровнях биологической организации – генетическом, биохимическом, физиологическом и популяционном. Результатом этих процессов является генетическая и фенотипическая перестройка популяции, обеспечивающая ее выживание в изменившихся условиях существования.

Заключение

Из представленных результатов следует, что последствия аварии на Чернобыльской АЭС для биоты носили разнообразный характер – от повышенной частоты мутагенеза до поражения на экосистемном уровне. Тяжесть радиационных эффектов зависела от полученной в первый период аварии дозы. В подвергшихся значительному радиационному воздействию биологических сообществах наблюдалось зависящее от дозы изменение видовой структуры и снижение биологического разнообразия. Во всех исследованных популяциях растений и животных из чернобыльской зоны в первые годы после аварии выявлен повышенный уровень мутагенеза. В большинстве исследованных случаев зависимость доза-эффект имела нелинейный характер, а выход мутаций на единицу дозы был выше при облучении в низких дозах и с низкой мощностью. В последующие годы снижение мощности радиационного фона происходило быстрее, чем уменьшение частоты мутаций в населяющих радиоактивно загрязненные территории популяциях.

Помимо дозы и вида излучения, радиационные эффекты в подвергшихся радиоактивному загрязнению природных и аграрных экологических системах зависят от радиочувствительности составляющих экосистему видов, занимаемой экологической ниши и способа размножения. Действительно, в первый год после аварии на ЧАЭС в окрестностях деревни Борщевка из 30-км зоны дозы на разные виды биоты различались более, чем в 250 раз [78]. К числу самых радиочувствительных видов растений относятся голозерные, животных – млекопитающие, а экосистем – хвойные леса.

Характерным признаком крупных радиационных аварий является наличие двух периодов – интенсивного краткосрочного облучения и последующего длительного этапа с медленным падением мощности дозы. Наиболее

серьезные экологические последствия обусловлены радиационным воздействием в период острого облучения. В подвергшихся радиационному воздействию экосистемах выделяют две группы ответных реакций [37]. Первую составляют изменения, непосредственно связанные с радиационным поражением биоты. Ко второй группе относят нарушения структуры и функций экосистем, обусловленные гибелью или угнетением развития наиболее радиочувствительных видов. Так, в пораженных хвойных лесах вследствие улучшения светового режима и условий минерального питания усиленно развивались более радиоустойчивые лиственные породы и травяной покров. В луговых фитоценозах в силу тех же причин видовой состав сообществ менялся в сторону преобладания более радиорезистентных видов.

Радиационные эффекты на биоценотическом уровне начинаются с доз, летальных для наиболее радиочувствительных видов (например, сосны, мышевидных грызунов). В условиях аварии на ЧАЭС такой экологической сдвиг отмечен при поглощенной за «острый» период дозе 60–100 Гр [74, 98]. Гибель ослабленных хвойных деревьев происходила при меньших дозах: ель – 8–10 Гр [33], сосна – 15 Гр [33, 74]. Гибель кустарников и лиственных деревьев наблюдалась при дозах более 200 Гр [58]. Сокращение видового разнообразия у травянистых растений на второй год после аварии фиксировали начиная с мощности дозы γ -излучения 80 мР/ч, усиление вегетативного размножения и гигантизм растений – при мощностях 75–150 мР/ч [43]. Дозы (3–6 Гр) вызывали множественные деструктивные изменения в кроветворной системе и внутренних органах мышевидных грызунов [27, 38, 39]. Морфологические изменения хвоя сосны и подростка лиственных деревьев в 1987 г. наблюдались начиная с доз 0,1–1,0 Гр [33, 74], лиственных деревьев и кустарников – 20–30 мР/ч (25 Гр/сезон), травянистых растений – 10–150 мР/ч (18–200 Гр/сезон) [58].

Анализ представленной в Главе 3 информации свидетельствует о том, что с увеличением мощности дозы в населяющих загрязненные территории биологических сообществах фиксируют все более тяжелые последствия – от устойчивой фиксации генетических изменений до разрушения экосистем. На рисунке 3.4 диапазоны доз, в которых наблюдались эффекты у растений и животных в условиях чернобыльской аварии, сопоставлены с критическими уровнями радиационного воздействия, предложенными НКДАР (1996), Комиссией по ядерной безопасности Канады [80] и в рамках европейского проекта ERICA [91]. Видно, что при дозах, ниже рекомендованных НКДАР как безопасных для растений (4 Гр/год), в условиях чернобыльской зоны наблюдались морфологические изменения и подавление репродуктивной функции у разных видов. С учетом этого предложенные Комиссией по ядерной безопасности Канады и в рамках европейского проекта ERICA критические уровни радиационного воздействия представляются более обоснованными.

Приведенные на рисунке 3.4 количественные оценки содержат значительную долю неопределенности. Причины этого следующие:

1. *Существенная неравномерность радиоактивного загрязнения территории.* Продолжительный период активного выброса радионуклидов и из-

менчивые метеорологические условия в это время, широкий спектр выпавших радионуклидов, обусловили принципиальную гетерогенность дозовых полей как в пространстве, так и во времени.

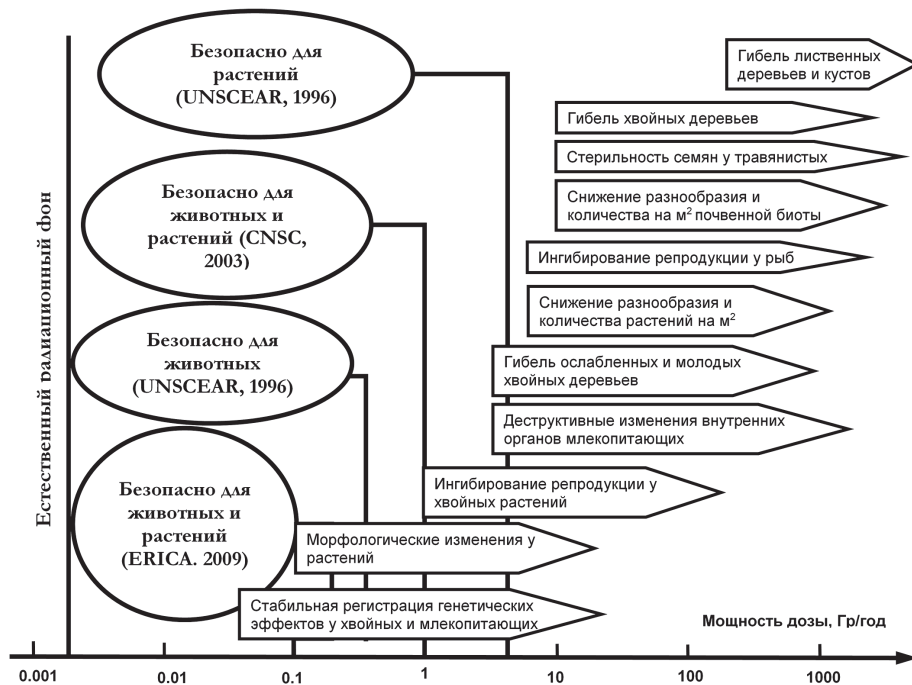


Рисунок 3.4. Диапазоны доз, в которых наблюдались эффекты в популяциях растений и животных в условиях аварии на Чернобыльской АЭС [84]

2. *Отсутствие адекватной дозиметрической информации.* В первый, наиболее важный и в значительной мере определяющий биологические последствия аварии период, дозиметрические работы были выполнены в недостаточном объеме. В силу этого, а также сложности и быстрого изменения в первый период аварии радиологической ситуации (сочетанное внешнее и внутреннее α -, β -, γ -облучение, наличие «горячих» частиц, существенный вклад в дозу короткоживущих радионуклидов в первый период аварии), оценки поглощенных объектами живой природы доз носили приблизительный характер.

3. *Отсутствие верифицированных методов реконструкции поглощенных природными объектами доз.* Основной причиной этого является сложность организации и нестационарность развития живых организмов. Биологическим объектам свойственно огромное разнообразие размеров, форм, рационов, поведенческих реакций и занимаемых экологических ниш, что определяет существенное варьирование доз их облучения в одних и тех же радиоэкологических ситуациях [78]. Живые существа в ходе индивидуального развития проходят стадии, радиочувствительность которых может различаться на порядки [56]. В ходе онтогенеза существенно меняются гео-

метрия и условия облучения, что также затрудняет оценку доз и определяет необходимость учета экологических и физиологических особенностей развития организмов.

За прошедшие после аварии годы видовой состав фитоценозов зоны отселения существенно изменился. Однако эти изменения обусловлены главным образом переселением людей из 30-км зоны Чернобыльской АЭС и прекращением там хозяйственной деятельности. Эти же причины привели к значительному росту численности населяющих зону отселения популяций диких животных и птиц [87]. К весне 1988 г. численность кабанов в 30-км зоне в 8 раз превысила доаварийный уровень, многократно возросло число лосей, оленей, аистов, волков, лис и мышевидных грызунов [76, 81]. Сходные тенденции характерны и для других видов. В этом смысле самая тяжелая в истории атомной энергетики авария имела позитивные экологические последствия.

С другой стороны, ослабление физиологического состояния и иммунитета у облученных животных и растений активизировало очаги таких инфекционных заболеваний, как туляремия и энцефалит, лесные и фруктовые деревья в 30-км зоне сильно поражены вредителями [36]. В условиях 30-км зоны возможно ускоренное возникновение новых форм фитопатогенов, появление рас с повышенной вирулентностью, ускорение горизонтального переноса генов между разными видами микроорганизмов [3, 7]. Поэтому 30-км зона может представлять опасность для окружающих территорий и происходящие в ней экологические процессы необходимо контролировать.

Гораздо менее очевидны генетические последствия для населяющих участки с высоким уровнем радиоактивного загрязнения видов. Изучение последствий ускорения темпов мутагенеза в природных популяциях непосредственно связано с оценкой адаптивных возможностей живых организмов и сопоставлением этих возможностей с темпами изменения окружающей среды. Опыт экологических исследований свидетельствует об увеличении в условиях техногенного воздействия фенотипической изменчивости природных популяций, генетическая природа которой, как и динамика в ряду поколений, остаются недостаточно изученными. Вплоть до настоящего времени в населяющих загрязненные территории популяциях растений и животных наблюдаются высокие уровни мутагенеза [13, 21, 24, 26, 31, 48, 85], морфологических аномалий [60, 72] и флуктуирующей асимметрии [86, 88], что ведет к снижению приспособленности и репродуктивного успеха слагающих популяции организмов. Хотя эти исследования хорошо документированы, роль, которую играют микроэволюционные процессы в ответной реакции природных популяций на низкоуровневое хроническое воздействие, остается не до конца ясной. Это свидетельствует о необходимости продолжения долговременных исследований динамики мутационного груза в природных популяциях, населяющих территории с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения. Нам по-прежнему необходимо еще многое узнать, прежде чем мы сможем объективно и всесторонне оценить последствия катастрофы на Чернобыльской АЭС для популяций растений и животных.

В целом радиоэкологические исследования в условиях широкомасштабного и крайне неравномерного радиоактивного загрязнения территории, возникшего в результате крупнейшей в истории ядерной энергетики аварии, позволили получить уникальную информацию об ответных реакциях живой природы на разных уровнях биологической организации – от молекулярно-клеточного до экосистемного. На загрязненной радионуклидами территории в отсутствие человека складываются уникальные экосистемы, развивающиеся в условиях хронического радиационного воздействия. Проведенные здесь исследования ставят ряд ключевых вопросов, касающихся долговременных эффектов радиоактивного загрязнения на природные популяции, а их результаты расширяют наше понимание природы адаптационных процессов. 30-км зона ЧАЭС стала уникальным полигоном, на территории которого в естественных условиях изучают долговременные экологические и биологические последствия резкого изменения комплекса экологических факторов, направленности и интенсивности отбора.

Литература

1. Афонин В.Ю., Войтович В.Ю., Елисеева К.Г. Индуцированный дополнительным гамма-облучением апоптоз клеток костного мозга амфибий, обитающих на загрязненной радионуклидами территории // Бюллетень Национальной Академии наук Беларуси. 1999. № 4. С. 131–132.
2. Афонин В.Ю. Сравнительный анализ апоптоза и цитогенетических повреждений в гетерогенных клеточных популяциях кроветворной ткани животных из экологически различных районов Беларуси: автореф. на соиск. ученой степ канд. биол. наук. Минск, 2002. 22 с.
3. Бойко А.Л. Влияние факторов внешней среды на вирусы, инфицирующие растения // Сельскохозяйственная биология. 1989. № 5. С. 120–125.
4. Влияние йода-131 на овец в зависимости от содержания стабильного йода в рационе / В.А. Бударков [и др.] // Радиобиология. 1992. Т. 32. № 3. С. 451–458.
5. Влияние радиационного воздействия в течение аварии на Чернобыльской АЭС на клинический и физиологический статус сельскохозяйственных животных / Н.П. Асташева [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Киев: УИАР, 1991. С. 176–180.
6. Влияние радиоактивного загрязнения среды на фауну почв в районе Чернобыльской АЭС / Д.А. Криволицкий [и др.] // Экология. 1990. № 6. С. 32–42.
7. Влияние хронического облучения на устойчивость растений к биотическому стрессу в 30-километровой зоне отчуждения Чернобыльской АЭС / А.П. Дмитриев [и др.] // Физиология растений. 2011. Т. 58. № 6. С. 922–929.
8. Войтович А.М., Афонин В.Ю. Мелкие позвоночные животные природных популяций в системе эколого-генетического мониторинга // Экология и рациональное землепользование на рубеже столетий. Томск, 2000. Т. 2. С. 35–36.
9. Войтович А.М. Опухоли костей у травяной лягушки (*Rana temporaria* L.) в условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды // Доклады Национальной Академии наук Беларуси. 2001. Т. 45. № 1. С. 91–94.
10. Войтович А.М. Сравнительные дозовые нагрузки у амфибий на загрязненных радионуклидами территориях и в условиях острого облучения // Материалы Международной конференции, посвященной 100-летней годовщине со дня рождения Н.В. Тимофеева-Ресовского. Минск, 2000. С. 130–132.

11. Вятчинкина В.И. Формирование продуктивных свойств популяций рыб Киевского водохранилища в условиях радиоактивного и химического загрязнения // Радиобиологический съезд: тезисы докладов. Пущино, 1993. Ч. 1. С. 195.

12. Генетические нарушения в пыльцевых клетках ячменя *waхu* в условиях радиоактивных загрязнений после Чернобыльской аварии / Е.К. Остапенко [и др.] // Онтогенез. 1993. Т. 24. № 5. С. 11–19.

13. Генетические последствия для популяций растений радиоактивного загрязнения окружающей среды в связи с Чернобыльской аварией / В.А. Шевченко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. № 4. С. 531–545.

14. Генетические последствия радиоактивного загрязнения популяций *Arabidopsis thaliana*, произрастающих в 30-километровой зоне аварии на ЧАЭС / В.И. Абрамов [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 5. С. 676–689.

15. Генетические эффекты в популяциях растений, произрастающих в зонах Кыштымской и Чернобыльской аварий / В.А. Шевченко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 1. С. 162–176.

16. Генетический и биологический эффекты действия хронического облучения посевов озимой ржи радиоактивными выпадениями от аварии / Е.Я. Зяблицкая [и др.] // Радиобиология. 1990. Т. 30. № 3. С. 291–295.

17. Генетический мониторинг популяций бурых лягушек, обитающей в загрязненных радионуклидами районах республики Беларусь / К.Г. Елисеева [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1994. Т. 34. № 6. С. 838–846.

18. Генетический эффект в популяциях *Pinus sylvestis* L. из Восточно-Уральского радиоактивного следа, зоны контроля аварии на Чернобыльской АЭС и в районе испытаний ядерных устройств на Семипалатинском полигоне / В.А. Кальченко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 5. С. 702–707.

19. Глазко В.Н., Глазко Т.Т. Популяционно-генетические последствия Чернобыля. Новый фактор эволюции // Сельскохозяйственная биология. 2006. № 4. С. 20–32.

20. Глазко Т.Т., Гродзинский Д.М., Глазко В.И. Хроническое низкодозовое облучение и полифакторность адаптации // Радиационная биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. № 4. С. 488–493.

21. Гончарова Р.И., Рябоконт Н.И. Биологические эффекты в природных популяциях мелких грызунов на радиационно-загрязненных территориях. Динамика частоты aberrаций хромосом в ряду поколений европейской рыжей лесной полевки // Радиационная биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. № 5. С. 746–753.

22. Горнага Н.Г. 30-км зона отчуждения Чернобыльской АЭС как источник вредоносных организмов для агропромышленного производства // Вестник сельскохозяйственной науки. 2001. Т. 4. С. 51–53.

23. Гродзинский Д.М. Адаптивная стратегия физиологических процессов растений. Киев: Наукова Думка, 2013. 302 с.

24. Гродзинский Д.М., Гудков И.Н. Радиационное поражение растений в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. № 2. С. 189–199.

25. Долгосрочные последствия чернобыльских радионуклидных загрязнений на репарацию ДНК и устойчивость растений к биотическим и абиотическим стрессовым факторам / И. Бубряк [и др.] // Цитология и генетика. 2016. Т. 50. № 6. С. 34–59.

26. Елисеева К.Г., Картель Н.А., Войтович А.М. Хромосомные aberrации в различных тканях мышевидных грызунов и амфибий из загрязненных радионуклидами районов Беларуси // Цитология и генетика. 1996. Т. 30. № 4. С. 20–25.

27. Ермакова О.В. Компенсаторно-восстановительные процессы в органах эндокринной системы полевок в условиях радиоактивного загрязнения среды // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС: сб. тр. Сыктывкар: Коми УрО РАН, 1996. Т. 1. № 145. С. 58–76.

28. Зайнуллин В.Г., Ракин А.О., Таскаев А.И. Динамика частоты цитогенетических нарушений в микропопуляциях грызунов, обитающих в районе аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 1994. Т. 34. № 6. С. 852–857.

29. Золотарева Н.Н., Рябцев И.А. Изменчивость биохимического статуса популяций рыжих полевок, подвергшихся хроническому действию ионизирующей радиации в зависимости от времени их обитания на территориях, загрязненных радионуклидами // Радиационная биология. Радиоэкология. 1997. Т. 37. № 3. С. 438–444.

30. Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Результаты радиоэкологического мониторинга популяции рыжей полевки после Чернобыльской аварии // Зоологический журнал. 1998. Т. 77. № 1. С. 108–116.

31. Кальченко В.А., Федотов И.С. Генетические эффекты острого и хронического воздействия ионизирующих излучений на *Pinus sylvestris* L., произрастающих в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Генетика. 2001. Т. 37. № 4. С. 437–447.

32. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Особенности морфогенеза и ростовых процессов у хвойных растений в районе аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 2. С. 204–223.

33. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений. СПб.: Наука, 1994. 256 с.

34. Костенко С.А., Бунтова Е.Г., Глазко Т.Т. Видоспецифичная дестабилизация кариотипа в условиях радионуклидного загрязнения (ЧАЭС) у полевок *Microtus arvalis*, *Clethrionomys glareolus*, *Microtus oeconomus* // Цитология и генетика. 2001. Т. 35. № 2. С. 11–18.

35. Кривоуцкий Д.А. Динамика биоразнообразия экосистем в условиях радиоактивного загрязнения // Доклады Академии Наук. 1996. Т. 347. № 4. С. 567–569.

36. Кривоуцкий Д.А. Проблемы устойчивого развития и экологическая индикация земель радиоактивного загрязнения // Экология. 2000. № 4. С. 257–262.

37. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Р.М. Алексахин [и др.]; под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.

38. Материй Л.Д., Гончаров М.И. Мобилизация компенсаторно-восстановительных процессов в поврежденной печени полевок-экономок из 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС: сб. тр. Сыктывкар: Коми УрО РАН, 1996. Т. 1. № 145. С. 41–57.

39. Материй Л.Д. Динамика морфологических проявлений процессов поражения и восстановления в кроветворной системе полевок-экономок из 30-километровой зоны аварии на Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС: сб. тр. Сыктывкар: Коми УрО РАН, 1996. Т. 1. № 145. С. 12–40.

40. Михеев А.М. Гетерогенность распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr и обусловленные ими дозовые нагрузки на критические ткани главного корня проростков // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 6. С. 663–666.

41. Морфологические аномалии у потомков облученных сосен (*Pinus sylvestris* L.) из чернобыльских популяций / Е.В. Игонина [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. № 1. С. 90–102.

42. Некоторые особенности радиационного поражения сосны в районе аварии на ЧАЭС / Ю.Д. Абатуров [и др.] // Экология. 1991. № 5. С. 28–33.

43. Оценка экологических и биологических последствий радиоактивного загрязнения биогеоценозов / Л.И. Суворова [и др.] // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. С-Пб.: Гидрометеиздат, 1993. Т. 2. С. 321–325.

44. Печкуренок В.Л. Влияние аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. на популяцию рыб водоема-охладителя // Радиобиология. 1991. Т. 31. № 5. С. 704–708.

45. Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле // Радиационная биология. Радиозэкология. 1995. Т. 35. № 4. С. 549–536.

46. Померанцева М.Д., Рамайя Л.К., Чехович А.В. Генетические нарушения у домовых мышей после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиозэкология. 1997. Т. 37. № 4. С. 645–648.

47. Попова О.Н., Таскаев А.И., Фролова Н.П. Генетическая стабильность и изменчивость семян в популяциях травянистых фитоценозов в районе аварии на Чернобыльской АЭС. СПб.: Наука, 1992. 144 с.

48. Последствия хронического облучения сосны обыкновенной в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / С.А. Гераськин [и др.] // Экология. 2016. № 1. С. 30–43.

49. Пристер Б.С. Проблемы сельскохозяйственной радиозэкологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления. Чернобыль: Институт проблем безопасности АЭС, 2008. 320 с.

50. Радиационно-генетические последствия облучения популяции сосны обыкновенной в зоне аварии на ЧАЭС / И.С. Федотов [и др.] // Радиационная биология. Радиозэкология. 2006. Т. 46. № 3. С. 283–288.

51. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеварийный период. I. Состояние воспроизводительной системы рыб, перенесших аварию / Н.В. Белова [и др.] // Вопросы ихтиологии. 1993. Т. 33. № 6. С. 814–828.

52. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеварийный период. II. Развитие воспроизводительной системы у потомства первого поколения / А.П. Макеева [и др.] // Вопросы ихтиологии. 1994. Т. 34. № 5. С. 681–696.

53. Ракин А.О., Башлыкова Л.А. Результаты цитогенетического мониторинга мышевидных грызунов из района аварии на Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС: сб. тр. Сыктывкар: Коми УрО РАН, 1996. Т. 1. № 145. С. 113–122.

54. Рябов И.Н. Оценка воздействия радиоактивного загрязнения на гидробионтов 30-ти км зоны контроля аварии на ЧАЭС // Радиобиология. 1992. Т. 32. № 5. С. 662–667.

55. Рябоконт Н.И. Биологические эффекты в природных популяциях мелких грызунов на территориях, загрязненных радионуклидами. Частота полиплоидных клеток костного мозга у рыжей полевки в разные годы после чернобыльской катастрофы // Радиационная биология. Радиозэкология. 1999. Т. 39. № 6. С. 613–618.

56. Сарапульцев Б.И., Гераськин С.А. Генетические основы радиорезистентности и эволюция. М.: Энергоатомиздат, 1993. 208 с.

57. Сидоров В.П. Цитогенетический эффект в клетках хвои сосны обыкновенной при облучении в результате аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиозэкология. 1994. Т. 34. № 6. С. 847–851.

58. Смирнов Е.Г., Суворова Л.И. Оценка и прогноз биологического действия радиоактивного загрязнения на растительный покров в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне

аварии на Чернобыльской АЭС: сб. тр. Сыктывкар: Коми УрО РАН, 1996. Т. 2. № 145. С. 27–37.

59. Смолич И.И., Рябоконе Н.И. Частота микроядер в соматических клетках рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus*, Schreber) хронически облучаемых популяций // Вести НАН Беларуси. 1997. № 4. С. 43–47.

60. Сорочинский Б.В. Молекулярно-биологическая природа морфологических аномалий среди голосеменных растений, индуцированных хроническим облучением в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС: акцент на возможную роль цитоскелета // Цитология и генетика. 2003. Т. 37. № 2. С. 49–55.

61. Состав фосфолипидов печени полевок-экономок, обитающих в разных радиоэкологических условиях / А.Г. Кудяшева [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2000. Т. 40. № 3. С. 327–333.

62. Структурно-функциональные нарушения в печени диких грызунов из районов аварий на Чернобыльской АЭС / Л.Н. Шишкина [и др.] // Радиобиология. 1992. Т. 32. № 1. С. 19–29.

63. Таскаев А.И., Тестов Б.В. Численность и репродукция мышевидных грызунов в зоне Чернобыльской аварии // Биоиндикация радиоактивного загрязнения. М.: Наука, 1999. С. 200–205.

64. Формирование дозовых нагрузок на сельскохозяйственных животных при аварии на Чернобыльской АЭС и влияние их эвакуации на поглощенные дозы / Р.М. Алексахин [и др.] // Доклады РАН. 1992. Т. 323. № 3. С. 576–579.

65. Хромова Л.В., Романовский М.Г., Духарев В.А. Частичная стерильность сосны в 1986 и 1987 гг. в зоне Чернобыльской АЭС // Радиобиология. 1990. Т. 30. № 4. С. 450–457.

66. Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г. Цитогенетические и популяционные эффекты у олигохет из Чернобыльской зоны // Радиационная биология. Радиоэкология. 2000. Т. 40. № 2. С. 226–230.

67. Частота микроядер в соматических клетках мышевидных грызунов, пребывавших в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС / А.В. Чехович [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1994. Т. 34. № 6. С. 858–864.

68. Шевченко А.С., Вакуленко А.Д., Исамов Н.Н. Увеличение активации простагландином E1 аденилатциклазы в клетках крови животных, находившихся в регионе воздействия аварии на Чернобыльской АЭС // Доклады ВАСХНИЛ. 1990. № 11. С. 55–58.

69. Шевченко В.В., Гриних Л.И., Абрамов В.И. Цитогенетические эффекты в природных популяциях *Crepis tectorum* L., произрастающих в районе Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. № 3. С. 330–336.

70. Шевченко В.В., Гриних Л.И. Цитогенетические эффекты в популяциях *Crepis tectorum*, произрастающих в Брянской области, наблюдавшиеся на 7-й год после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 5. С. 720–725.

71. Шершунова В.И., Зайнуллин В.Г. Мониторинг природных популяций *Dactylis glomerata* L. в зоне аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 5. С. 690–695.

72. Эффекты хронического облучения сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в Чернобыльской зоне отчуждения / В.И. Йошенко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. № 6. С. 632–641.

73. Abramov V.I., Fedorenko O.M., Shevchenko V.A. Genetic consequences of radioactive contamination for populations of *Arabidopsis* // Science of the Total Environment. 1992. V. 112. № 1. P. 19–28.

74. Acute and long-term effects of irradiation on pine (*Pinus sylvestris*) stands post-Chernobyl / N.P. Arkhipov [et al.] // Science of the Total Environment. 1994. V. 157. Pp. 383–386.

75. Adaptation and impairment of DNA repair function in pollen of *Betula verrucosa* and seeds of *Oenothera biennis* from differently radionuclide-contaminated sites of Chernobyl / I.I. Boubriak [et al.] // Annals Botany. 2008. V. 101. Pp. 267–276.

76. Baker R.J., Chesser R.K. The Chernobyl nuclear disaster and subsequent creation of a wildlife preserve // Environmental Toxicology and Chemistry. 2000. V. 19. Pp. 1231–1232.

77. Camplani A., Saino N., Moller A. Carotenoids, sexual signals and immune function in barn swallows from Chernobyl // Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological sciences. 1999. V. 266. Pp. 1111–1116.

78. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant / S.V. Fesenko [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 2005. V. 80. Pp. 1–25.

79. Concentrations and dose rate estimates of ^{134,137}Cesium and ⁹⁰Strontium in small mammals at Chernobyl, Ukraine / R.K. Chesser [et al.] // Environmental Toxicology Chemistry. 2000. V. 19. Pp. 305–312.

80. Ecological risk assessment approach for the regulatory assessment of the effects of radionuclides released from nuclear facilities / G.A. Bird [et al.] // Protection of the environment from ionizing radiation. Report CSP-17. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2003. Pp. 241–247.

81. Effect of radioactive contamination on the flora and fauna in the vicinity of Chernobyl' nuclear power plant / V.E. Sokolov [et al.] // Soviet Science Review for Physics, Genetics and Biology. 1994. V. 8. Pp. 1–124.

82. Genetic consequences of radioactive contamination by the Chernobyl fallout to agricultural crops / S.A. Geras'kin [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 2003. V. 66. Pp. 155–169.

83. Genome hypermethylation in *Pinus sylvestris* of Chernobyl – a mechanism for radiation adaptation? / O. Kovalchuk [et al.] // Mutation Research. 2003. V. 529. Pp. 13–20.

84. Geras'kin, S.A., Fesenko S.V., Alexakhin R.M. Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident // Environment International. 2008. V. 34. Pp. 880–897.

85. Geras'kin S.A., Volkova P.Yu. Genetic diversity in Scots pine populations along a radiation exposure gradient // Science of the Total Environment. 2014. V. 496. Pp. 317–327.

86. High levels of fluctuating asymmetry in populations of *Apodemus flavicollis* from the most contaminated areas in Chernobyl / T.K. Oleksyk [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 2004. V. 73. Pp. 1–20.

87. Long-term census data reveal abundant wildlife populations at Chernobyl / T.G. Deryabina [et al.] // Current Biology. 2015. V. 25. Pp. 824–826.

88. Makarenko E.S., Oudalova A.A., Geras'kin S.A. Study of needle morphometric indices in Scots pine in the remote period after the Chernobyl accident // Radioprotection. 2016. V.51. Pp. 19–23.

89. Molecular aspects of plant adaptation to life in the Chernobyl zone / I. Kovalchuk [et al.] // Plant Physiology. 2004. V. 135. Pp. 357–363.

90. Moller A.P. Developmental instability of plants and radiation from Chernobyl // Oikos. 1998. V. 81. Pp. 444–448.

91. Protection of the environment from ionizing radiation in a regulatory context (protect): proposed numerical values / P. Andersson [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 2009. V. 100. Pp. 1100–1108.

92. Radiation-induced effects on plants and animals: findings of the United Nations Chernobyl Forum / T. Hinton [et al.] // Health Physics. 2007. V. 93. Pp. 427–440.

93. Rogers B.E., Baker R.J. Frequencies of micronuclei in bank voles from zones of high radiation at Chernobyl, Ukraine // Environmental Toxicology and Chemistry. 2000. V. 19. Pp. 1644–1648.

94. Small mammals from the most radioactive sites near the Chernobyl nuclear power plant / R.J. Baker [et al.] // Journal of Mammalogy. 1996. V. 77. Pp. 155–170.

95. Syomov A.B., Ptitsyna S.N., Sergeeva S.A. Analysis of DNA strand break induction and repair in plants from the vicinity of Chernobyl // Science of the Total Environment. 1992. V. 112. Pp. 1–8.

96. The current state of pond snail *Lymnaea stagnalis* (Gastropoda, Pulmonata) populations from water reservoirs of the Chernobyl nuclear accident zone / A. Golubev [et al.] // Radioprotection. 2005. V. 40. Pp. 511–517.

97. The structure of *Dreissena polymorpha* populations from basins adjacent to the Chernobyl atomic power station / A.N. Fetisov [et al.] // Science of the Total Environment. 1992. V. 112. Pp. 115–124.

98. Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones // Science of the Total Environment. 1994. V. 157. Pp. 45–57.

ГЛАВА 4. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ГОРИЗОНТАЛЬНОЙ И ВЕРТИКАЛЬНОЙ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЙ В ЛАНДШАФТАХ ПОЛЕССКОЙ НИЗМЕННОСТИ И СРЕДНЕРУССКОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ

Кузнецов В.К., Анисимов В.С., Санжаров А.И., Гешель И.В.,
Гордиенко Е.В., Крыленкин Д.В.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению подверглись территории, которые существенно отличаются по рельефу, геоморфологии, гидрографическим особенностям, почвенному покрову, климатическим условиям, растительным сообществам. В зону радиоактивного загрязнения попали значительные территории Среднерусской возвышенности и Полесской низменности [1, 10, 19, 27, 40]. Среднерусская возвышенность расположена в пределах Восточно-Европейской равнины. На западе она ограничена Полесской, на юго-западе – Приднепровской низменностью. Полесская низменность расположена в западной части Восточно-Европейской равнины в бассейне рек Припяти, Днепра и Десны. Она занимает южные районы Республики Беларусь (Брестская, Гомельская и Могилевская области), северные районы Украины (большая часть Волынской, Ровенской, Житомирской и северные части Киевской, Черниговской и Сумской областей), юго-западные районы Брянской (в том числе Новозыбковский, Красногорский, Клинецовский, Гордеевский, Злынковский, Климовский) и Калужской (Жиздринский, Хвастовичский и частично Ульяновский) областей России (Брянско-Жиздринское Полесье).

Зоны с наиболее высокими уровнями загрязнения сконцентрированы в радиусе 200–300 км от ЧАЭС, а максимальные – в 30-км зоне (более 1500 кБк/м² по ¹³⁷Cs). Северо-северо-восточная зона загрязнения включала районы Гомельской, Могилевской и Брянской областей, а северо-западная зона – некоторые районы Калужской, Тульской и Орловской областей, где плотности загрязнения ¹³⁷Cs не превышают 600 кБк/м² [6, 11, 13].

Результаты исследований, проведенных в различных регионах, показали влияние ландшафтных особенностей на миграцию радионуклидов. В районах, характеризующихся сильно расчлененным рельефом, содержание ¹³⁷Cs в верхних слоях почвы может изменяться до двух порядков [3]. В бессточных понижениях равнин удельная активность ¹³⁷Cs в почве в несколько раз выше, чем на прилегающих участках [42]. В процессе водной эрозии происходит перенос ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs с твердыми взвесями [14, 45]. В пониженных элементах рельефа возможно вторичное радиоактивное загрязнение морфо-

логически разнородных участков за счет поверхностной миграции радионуклидов с дождевыми осадками и талыми водами.

Крупномасштабное загрязнение различных типов ландшафтов, неоднородное по плотности, составу и физико-химическим свойствам радиоактивных выпадений, привело к необходимости проведения специальных исследований по изучению закономерностей горизонтальной и вертикальной миграции «чернобыльских» радионуклидов в почвах на разных следах выпадений [12, 21, 36, 38, 44].

После аварии на Чернобыльской АЭС также установлено незначительное влияние ветровой миграции на вторичное радиоактивное загрязнение как прилегающих территорий, так и урожая сельскохозяйственных культур [5, 26].

4.1. Горизонтальная миграция радионуклидов

Горизонтальная миграция связана со смывом радиоактивных веществ с растительности и поверхности почвы атмосферными осадками и их стока в низменные сточные участки и гидрографическую сеть, а также с процессами ветровой эрозии и переноса радиоактивных веществ воздушным путем [7, 8]. Масштабы и интенсивность горизонтальной миграции радионуклидов зависят от гидрометеорологических условий, физико-географических особенностей и рельефа территории, дисперсности радиоактивных аэрозолей и прочности их фиксации почвой, типа почвы, степени задернованности поверхности и других. Наиболее высокая скорость горизонтальной миграции наблюдается в период интенсивных дождей и весеннего снеготаяния [33]. Основной величиной, характеризующей смыв радионуклидов поверхностным стоком, является коэффициент смыва, представляющий собой долю суммарного количества радионуклидов, мигрирующих с поверхностным стоком [7].

Коэффициенты смыва рассчитывали по формулам:

$$K_{\text{эс}} = \frac{A_{\text{в}} \cdot W}{A_n \cdot S} = \frac{A_{\text{в}} \cdot h}{A_n}; \quad (4.1)$$

$$K_{\text{мс}} = \frac{A_{\text{мс}} \cdot m \cdot W}{A_n \cdot S} = \frac{A_{\text{мс}} \cdot m \cdot h}{A_n} \quad (4.2)$$

где: $K_{\text{эс}}$ – коэффициенты смыва радионуклидов в растворимом виде; $K_{\text{мс}}$ – коэффициенты смыва радионуклидов в составе твердых частиц взвеси; W – объем стока с экспериментальной площадки, л/м²; S – площадь площадки, м²; h – слой стока, мм; m – средняя мутность, г/л; $A_{\text{в}}$ – концентрация радионуклида, растворенного в воде, Бк/л; $A_{\text{мс}}$ – концентрация радионуклидов в твердой фазе водной суспензии, Бк/кг; A_n – концентрация радионуклидов на поверхности почвы, Бк/м².

На горизонтальную миграцию радионуклидов существенно влияет рельеф местности. Установлено, что в пониженных элементах рельефа, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, возможно вторичное радиоактивное загрязнение морфологически разнородных участков за счет поверхност-

ной миграции радионуклидов с дождевыми осадками и талыми водами, при этом в бессточных понижениях равнинных районов удельная активность ^{137}Cs в почве в несколько раз выше, чем на прилегающих участках [41]. В процессе водной эрозии основное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs мигрирует с твердыми взвесями почвенных частиц [12, 14].

4.1.1. Горизонтальная миграция ^{137}Cs в эрозионных ландшафтах

Горизонтальная миграция ^{137}Cs в эрозионных агроландшафтах Брянской области. Для оценки интенсивности перераспределения ^{137}Cs в природно-ландшафтных комплексах Полесской низменности были проведены исследования по изучению закономерностей горизонтальной миграции ^{137}Cs в агроландшафтах юго-западных районов Брянской области [22]. На основе ландшафтных и эрозионно-морфологических карт (рисунок 4.1) были составлены карты-схемы загрязнения агроландшафтов и пространственного распределения ^{137}Cs в эрозионных ландшафтных комплексах с различной плотностью загрязнения и интенсивностью смыва почвы по территории юго-западных районов Брянской области.

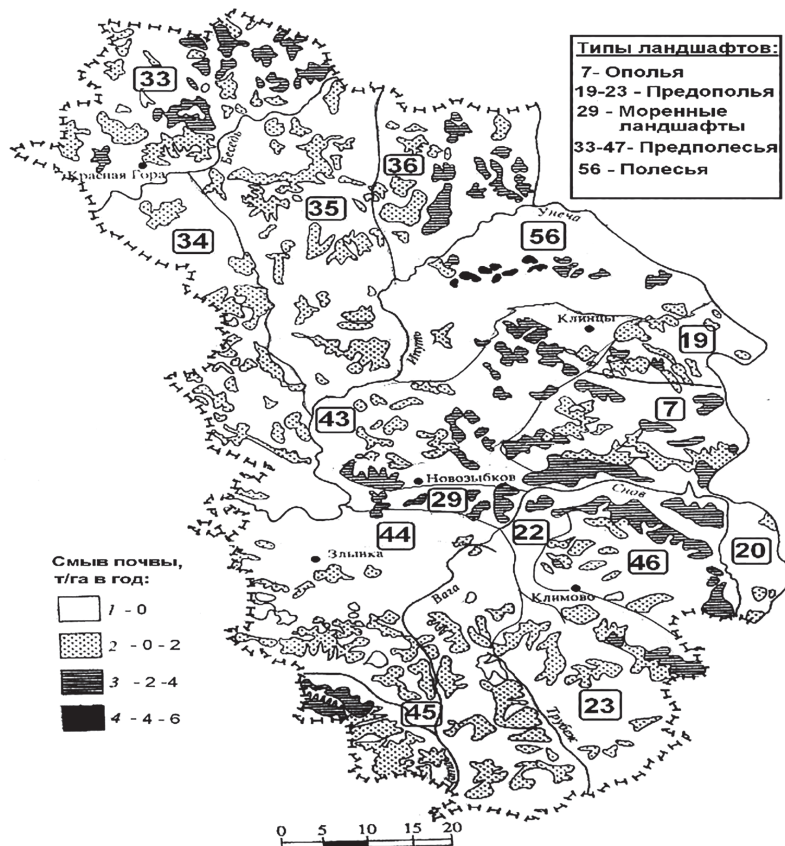


Рисунок 4.1. Карта-схема эрозии почв в различных ландшафтах юго-западных районов Брянской области

Слабый смыв в пределах до 2 т/га в год наблюдался на почвах придолинно-террасового комплекса, включающего высокие речные террасы и террасы древних ледниковых потоков с уклонами до 1,5°. Почвы придолинно-склонового комплекса, занимающие более крутые (1,5–2,5°) берега рек и ложбин стока, сильнее подвергались эрозии по сравнению с почвами придолинно-террасового комплекса.

Наиболее значительная величина смыва с пахотных склонов (3–4 т/га в год) была отмечена для почв правобережья р. Унеча (ландшафтный комплекс 36). Кроме того, территория в пределах Беседьско-Ипутьского предполесского ландшафтного комплекса 33 выделяется значительным смывом (2–4 т/га в год) почвы на правобережье р. Беседи и на правобережье р. Ипути, расчлененном притоками. В этом природном ландшафтном комплексе большие территории также заняты краевыми наклонными равнинами междуречий, сложенных среднемоющими песками и супесями, которые подстилаются моренными суглинками. Почвы здесь дерново-слабо- и среднеподзолистые легкого гранулометрического состава и преимущественно распахиваемые.

В предполесских ландшафтных комплексах 34 и 35 отмечалась незначительная почвенная эрозия со значениями, не превышающими 1–2 т/га в год.

В Клинецовско-Новозыбковском предполесском ландшафтном комплексе (43) агроландшафты характеризуются умеренной эрозионной деятельностью. Смыв почвы находился в пределах 1–2, а в прибрежных речных зонах – 2–4 т/га в год. В моренном ландшафтном комплексе вблизи г. Новозыбкова (29) на ограниченной небольшой территории распространены возвышенные и средневысотные, холмистые, холмисто-грядовые, волнистые, суглинистые и супесчаные комплексы с относительно интенсивной почвенной эрозией в 2–4 т/га. Здесь широко развиты склоновые поверхности, отличающиеся значительной смытостью почв, которые интенсивно распахиваются.

Более значительный смыв почвы с пахотных склонов наблюдался в Полесском ландшафтном комплексе 56, где для почв водораздельно-плакорно-грядовых комплексов крутизной до 3,50 в междуречье р. Ипути и Унечи отмечен максимальный смыв почв в 4–6 т/га в год. Остальная часть этого ландшафта характеризуется достаточно выровненным рельефом с минимальной эрозионной активностью.

Проведенные исследования показали, что наибольшее количество эрозионных ландшафтных комплексов в юго-западных районах Брянской области имеют уровни радиоактивного загрязнения ^{137}Cs в 185–555 и 555–1480 кБк/м² (5–15 и 15–40 Ки/км²).

Установлено, что наибольшая интенсивность выноса ^{137}Cs с поверхностным твердым стоком отмечается в ландшафтных комплексах бассейна рек Ипути и Беседь (рисунок 4.2). Максимальными размерами темпов смыва ^{137}Cs с почвой (40–60 МБк/га в год) характеризуются Полесские водораздельно-плакорно-грядовые комплексы крутизной до 3,50 в междуречье р. Ипути и Унечи (56).

Темпы смыва ^{137}Cs в 20–40 МБк/га в год зафиксированы в 33 предполесском ландшафте на склонах краевых наклонных равнин междуречья

р. Беседь, плотность загрязнения ^{137}Cs которых превышает 1480 кБк/м^2 (40 Ки/км^2). Интенсивность смыва ^{137}Cs в $10\text{--}20 \text{ МБк/га}$ в год отмечена в многочисленных эрозионно-морфологических комплексах предполесских ландшафтов 34, 35, 43, а также в моренных ландшафтах 29 вблизи г. Новозыбков. В этих же ландшафтах наблюдается основное количество эрозионных комплексов с интенсивностью смыва ^{137}Cs с почвой в $5\text{--}10 \text{ МБк/га}$ в год. В остальных ландшафтных комплексах темпы смыва ^{137}Cs с почвой составляют $1\text{--}5 \text{ МБк/га}$ в год. Следует отметить, что средние темпы смыва ^{137}Cs с почвой за счет эрозионных процессов в юго-западных районах Брянской области составляют $0,1\text{--}0,3\%$ в год от плотности радиоактивного загрязнения угодий. Несмотря на такие низкие значения, в конкретных склоновых эрозионных агроландшафтах интенсивность смыва почвы и, соответственно, переноса радионуклидов может существенно превысить средние показатели для определенного эрозионно-морфологического района.

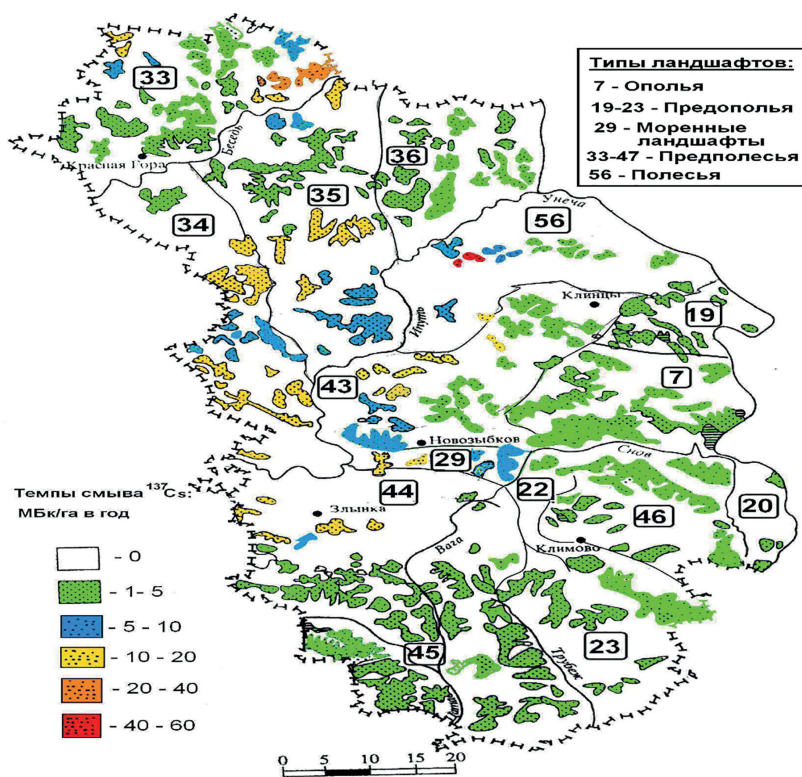


Рисунок 4.2. Карта-схема интенсивности поверхностного смыва ^{137}Cs с твердым стоком в различных ландшафтных эрозионно-морфологических комплексах юго-западных районов Брянской области

На наиболее возвышенных холмистых комплексах с уклоном $5\text{--}70^\circ$ наблюдаются интенсивные эрозионные процессы, обуславливающие перенос ^{137}Cs с твердым стоком в нижние элементы рельефа. Суммарная плотность

радиоактивного загрязнения средней части и подошве склона увеличилась за 23 года после аварии на ЧАЭС в 1,1 и 1,3 раза, соответственно, по сравнению с водораздельными участками.

Таким образом, эрозионные процессы в юго-западных районах Брянской области в ряде случаев могут играть важную роль в процессе переноса радионуклидов в склоновых агроландшафтах, что необходимо учитывать при оценке радиоэкологической ситуации, планировании и проведении различных мероприятий по снижению накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции.

Горизонтальная миграция ^{137}Cs в эрозионных агроландшафтах Тульской области. Исследования на эрозионных склоновых агроландшафтах Тульского НИИ сельского хозяйства [22] позволили определить участки с относительно однородным сочетанием природных факторов и преимущественным преобладанием выноса, транзита и аккумуляции радионуклидов. Зоной преимущественного выноса радионуклидов является верхняя часть склона, транзита – средняя, а основные аккумулятивные процессы наблюдаются у основания склонов. При этом в пределах верхней и средней микрозон склоновых ландшафтов в условиях отдельных микропонижений проявлялись процессы транзитно-аккумулятивного характера, в которых транспорт радионуклидов с твердым стоком вниз по склону сочетался с некоторым их накоплением в верхнем слое почвы.

Аккумулятивные делювиальные отложения наблюдались у подошвы и днища коротких склонов в виде пологого шлейфа. Под делювиальными отложениями находится погребенный слой почвы, который выделяется наиболее высокой концентрацией ^{137}Cs по сравнению с делювиальными наносами. Наибольшая мощность сформированных за 20-летний период после аварии наносов была характерна для чрезвычайно-крутых северных, южных, северо-восточных и юго-западных склонов – 15–25 см. Для более пологих восточных и западных склонов их толщина не превышала 5–10 см.

Установлено, что распределение плотностей загрязнения ^{137}Cs по поверхности различных элементов склоновых ландшафтов зависит от формы, крутизны, длины и экспозиции склонов, а также наличия микрорельефных особенностей. Минимальные значения этих показателей характерны для верхних частей водораздельных участков, максимальные – для зон накопления делювиальных отложений, которые в 1,3–2,0 раза выше по сравнению с водоразделом. Среднее соотношение плотностей загрязнения ^{137}Cs водораздельных участков, средних и нижних частей склонов, а также днищ балок составляет в большинстве случаев 1,0:(1,1–1,2):(1,3–2,0). При этом для большинства коротких склонов наблюдалась следующая закономерность: плотность загрязнения ^{137}Cs возрастает с увеличением расстояния от водораздела до нижней линии наибольшего уклона и, наоборот, уменьшается с приближением к верхней части склона. В пониженных элементах верхней и средней частей рельефа (западинах, местах выполаживания) в зоне их проявления происходит накопление смытой почвы и увеличение суммарной плотности загрязнения ^{137}Cs – на 8–20% по сравнению с водоразделом.

Продольно-вогнутая форма склонов (опытные северо-восточные и юго-западные) обуславливала водный сток по сходящимся направлениям,

что способствовало максимальному накоплению делювиальных отложений в зонах их аккумуляции и, соответственно, возрастанию суммарной активности ^{137}Cs на пути их продвижения.

Расчет средних темпов изменения запаса ^{137}Cs в почве относительно водораздельных участков показал, что плотность радиоактивного загрязнения верхней части коротких прямых склонов без учета радиоактивного распада уменьшается со временем от 0,10 до 0,21% в год, в то время как в нижних частях рельефа происходит нарастание запаса ^{137}Cs в почве, которые достигают максимальных значений в днищах склонов и составляют 0,78–2,1% в год (таблица 4.1). При этом наибольшие значения прироста запаса ^{137}Cs в нижних элементах рельефа характерны для опытных продольно-прямых южных и вогнутых северо-восточных склонов.

Исследования, проведенные в опытных эрозионных агроландшафтах посредством картирования мощностей аккумулярованных наносов и их датировки цезиевым методом позволили установить, что современные темпы поступления наносов в днища балок определяются крутизной и экспозицией склонов и составляют за 20-летний период в опытных эрозионных агроландшафтах 0,25–1,25 см в год (таблица 4.1).

Таблица 4.1. Средние темпы изменения запаса ^{137}Cs в верхнем слое почв различных микрзон рельефа за 20-летний период, % в год относительно водораздела

Склон	Верх склона	Середина склона	Подножье	Дно склона
Западный	-0,10	+0,24	+0,44	+0,78
Северный	-0,21	+0,31	+0,53	+1,30
Южный	-0,16	+1,21	+1,29	+1,38
Северо-восточный	0	+0,36	+0,76	+2,10

Распределение склонов на экспозиции холодной, теплой и нейтральной направленности показало, что на склонах всех экспозиций максимальные плотности загрязнения ^{137}Cs сосредоточены в более низких частях эрозионных агроландшафтов с преимущественным накоплением ^{137}Cs в днищах балок и отвершков (таблица 4.2). При этом средние различия между размерами накопления ^{137}Cs в почвах верхних частей склонов и дном достигают 2-кратных значений, а в отдельных случаях достигают более чем 4 и 5-кратных значений.

Установлены существенные различия в снижении уровней загрязнений верхних частей коротких склонов в зависимости от экспозиции. На склонах теплых экспозиций очищение верхних частей за счет эрозионных процессов происходит в среднем в 1,4 раза интенсивней, чем холодных. Западные склоны в большей степени повторяют закономерности, наблюдаемые на теплых склонах, а восточные склоны – на склонах холодной экспозиции. Различия в значениях средних плотностей загрязнения ^{137}Cs между верхней и нижней микрзонами составляют 1,3–1,5 раза, а для восточных склонов и склонов холодной экспозиции не превышают 1,1 раза (таблица 4.2). Выявленные закономерности, вероятно, обусловлены более выраженными эрозионными процессами в весенний период, которые на склонах теплых экспозиций протекают значительно интенсивней, чем на склонах холодных

экспозиций с замедленным таянием снежного покрова. Западные склоны по солнечной инсоляции и температурному режиму в большей степени приближаются к склонам теплых, а восточные – к склонам холодных экспозиций, что, соответственно, определяет и выявленные различия в процессах горизонтального перераспределения радионуклидов.

Таблица 4.2. Средние плотности загрязнения ^{137}Cs почв в различных элементах агроландшафтов в зависимости экспозиции коротких склонов, кБк/м²

Часть склона	Экспозиция склонов			
	Теплые, $n = 26$		Холодные, $n = 26$	
	Ю, Ю-З, Ю-В	С, С-В, С-З	Нейтральные, $n = 3$	
			З	В
Верх склона	140,94	193,11	163,90	175,47
Середина склона	172,08	179,96	185,07	163,70
Низ склона	216,08	217,73	205,67	198,83
Дно склона	294,15 $n = 29$			

В средне-длинных склонах наблюдается концентрирование (в 1,2 раза) смываемого ^{137}Cs преимущественно в центральной части, что обуславливается более выраженным влиянием процессов перераспределения водного потока и, соответственно, снижением мощности миграционных потоков ^{137}Cs с увеличением длины склонов. Распределение радионуклидов по поверхности эрозионных агроландшафтов зависит также от крутизны склонов. Различия в плотностях загрязнения ^{137}Cs верхних и нижних частей крутых склонов западной и восточной экспозиций составляет 1,3 раза, в то время как на более пологих склонах этих же экспозиций данные различия не превышают 1,1 раза (таблица 4.3).

Таблица 4.3. Плотность загрязнения ^{137}Cs склонов в зависимости от крутизны, кБк/м²

Экспозиция склонов	Крутизна склонов, град.	Элемент склонов			
		Верх	Середина	Низ	Дно
Восточная	8	175	186	202	236
Западная	10	210	222	236	236
Восточная	22	242	273	294	510
Западная	21	265	305	341	510

На основании проведенных исследований можно констатировать, что миграция и распределение радионуклидов в эрозионных ландшафтах представляют собой сложный процесс, обуславливаемый геоморфологическими и агроэкологическими параметрами данных ландшафтов, а также свойствами почв, модифицирующими подвижность и накопление радионуклидов в различных компонентах агроландшафтов.

Влияние задернованности поверхности на горизонтальную миграцию ^{137}Cs . Для оценки горизонтальной миграции радионуклидов с дождевыми осадками были проведены натурные модельные эксперименты в моренно-зандровых эрозионных ландшафтах 30-км зоны Чернобыльской АЭС [23]. Опытные склоновые участки, разделенные на стоковые и водонепроницаемые площадки, различались по степени задернованности. Площадь участков составляла 1 м², интенсивность дождя – 0,7 мм/мин, объем стока

регистрировался по сливу воды с водонепроницаемой площадки. Дождевые осадки имитировались с помощью дождевального устройства, оборудованного сменными разбрызгивающими насадками. Отбор проб проводился до и после дождя. Во время экспериментов регистрировалось количество выпавших осадков и отбирались пробы поверхностного стока. Содержание радионуклидов определяли отдельно в воде и взвешках гамма-спектрометрическим методом.

Установлено, что смыв радионуклидов происходил в основном с твердыми взвешками, при этом количество радионуклидов, смываемых в растворимом виде, было меньше, чем с взвешками с площадок № 1 и № 2 в 4,6–7,3 и 31,7–55,0 раза, соответственно (таблица 4.4). На песчаных почвах смыв ^{144}Ce , ^{137}Cs и ^{106}Ru в растворимом виде был выше в 2,2, 11,2 и 21,0 раза, соответственно, чем на задернованных участках, что может быть обусловлено более высоким содержанием водорастворимых форм радионуклидов в песчаных почвах. По суммарным значениям коэффициентов поверхностного смыва с задернованной площадки радионуклиды располагаются в следующей ряд: $^{144}\text{Ce} > ^{137}\text{Cs} > ^{134}\text{Cs} > ^{106}\text{Ru}$, указанные коэффициенты смыва с песчаных склонов составляют последовательность: $^{137}\text{Cs} > ^{134}\text{Cs} > ^{106}\text{Ru} > ^{144}\text{Ce}$.

Таблица 4.4. Экспериментальные значения коэффициентов смыва радионуклидов в задернованных и нездернованных склонах, $n \cdot 10^{-4}$

№ площадки	^{144}Ce		^{137}Cs		^{134}Cs		^{106}Ru	
	Кж	Ктв	Кж	Ктв	Кж	Ктв	Кж	Ктв
1	0,9	4,1	0,6	3,8	0,6	3,1	0,3	2,2
2	2,0	110,0	6,2	260,0	5,7	230,0	6,3	200,0

Таким образом, в эрозионных агроландшафтах идет активное вторичное перераспределение ^{137}Cs , поступившего в результате аварии на ЧАЭС. У подножий склонов, в днищах ложбин-отвершков и в центральной части днища балки отмечается аккумуляция ^{137}Cs , которая приводит не только к увеличению удельной активности радионуклида в почвах этих позиций, но и к увеличению его общих запасов. На верхних элементах склонов наблюдается уменьшение плотности загрязнения почв ^{137}Cs , то есть идет процесс естественного самоочищения. Максимальными параметрами эрозионных процессов и суммарного накопления радионуклидов характеризуются нижние части южного склона, минимальным – водораздельные территории и верхние части северного склона. Западные и восточные склоны занимают промежуточное положение.

4.1.2. Горизонтальная миграция ^{137}Cs в пойменных ландшафтах

Исследования по оценке распределения ^{137}Cs в основных компонентах типологических комплексов пойменных ландшафтов Брянской области проводили в 2004–2006 гг. в пойме р. Вепринка вблизи населенного пункта Веприн Клиновского района Брянской области [22]. Территория поймы была разделена на несколько типологических комплексов: русловый вал,

средняя (центральная), верхняя и низкая части поймы, которые представлены соответственно различными возвышенностями или наоборот понижениями. Территория руслового вала поймы дополнительно подразделялась на ближнюю, среднюю и наиболее низкую – дольную от реки часть руслового вала.

В результате исследований установлено, что плотность загрязнения пойменных участков различается в 2,7 раза – от 190 до 515 кБк/м². Минимальными уровнями радиоактивного загрязнения характеризовалась прирусловая часть поймы, максимальным – участки нижней поймы. Такие различия, вероятно, были обусловлены аккумулятивными процессами при вторичном перераспределении первоначально выпавших радионуклидов в период паводковых ситуаций в весенний, а также ливневых осадков в летний период.

Исследования, проведенные в 2007 г. в пойме р. Ипуть в районе расположения н. п. Ущерпье Клинцовского района Брянской области [22], подтвердили ранее установленные закономерности. Площадки в районе населенного пункта Ущерпье были расположены на одной смежной линии в направлении к основному руслу р. Ипуть. Исследовалась как прирусловая часть поймы, так и незатопляемые автоморфные участки вблизи леса. Выявленные различия в плотности загрязнения нижней части прирусловой поймы ¹³⁷Cs, вероятно, были обусловлены как процессами экранирования этой площадки паводковой водой в период первоначальных радиоактивных выпадений, так и происходившим смывом радионуклидов в реку, что приводит к очищению территории. Максимальные плотности загрязнения ¹³⁷Cs (519 кБк/м²) зафиксированы в точке, расположенной на гребне гривы высокой поймы.

В исследовании пойменных ландшафтов вблизи населенного пункта Старые Бобовичи Новозыбковского района Брянской области установлены некоторые отличия от пойменных участков вблизи населенного пункта Ущерпье. Наиболее высокие плотности загрязнения наблюдаются на прирусловом валу – 600 кБк/м², что может быть объяснено переотложением наносов в период половодий, а самые низкие – в нижней части прирусловой поймы и притеррасном понижении, занятом болотом, то есть в тех частях поймы, где происходит вынос и транзит вещества во время половодий. Пониженное значение запаса ¹³⁷Cs в нижней части прирусловой поймы, вероятно, связано с тем, что эта территория в период выпадений 1986 г. находилась под водой и была защищена толщей воды от прямого загрязнения. Наблюдалась значительная неравномерность загрязнения различных элементов ландшафта (более 5 раз).

Исследования, проведенные в 2008 г. в пойме р. Локна около населенного пункта Рахманово Плавского района Тульской области, показали, что закономерности распределения радионуклидов в различных типологических комплексах пойменных ландшафтов Полесской низменности характерны и для аналогичных ландшафтов Среднерусской возвышенности. В натурных исследованиях установлено, что плотности радиоактивного загрязнения поймы изменяются от 218 кБк/м² (5,9 Ки/км²) на ее нижней прирусловой части до 409 кБк/м² (11,0 Ки/км²) на верхней суходольной части поймы.

Данные закономерности распределения плотностей загрязнения ^{137}Cs обуславливаются активными эрозийными процессами, в результате которых происходит смыв почвенного субстрата с водными потоками в реку и снижение запаса радионуклида на прирусловых участках.

Распределение плотностей загрязнения ^{137}Cs в пойменных ландшафтах по степени возрастания можно представить в виде ряда: прирусовая, центральная, притеррасная части поймы.

При этом следует учитывать, что уровни загрязнения почв пойменных угодий существенно варьируют. Вместе с тем минимальными значениями загрязнения характеризуется прирусовая часть поймы, максимальными – низкая пойма и различные понижения с преобладанием аккумулятивных процессов над транзитными в различные периоды гидрологической обстановки. Нижние части поймы, в которых имеет место гидродинамическая связь водного потока с основным руслом и где транзитные потоки преобладают над аккумулятивными, может происходить очищение этих участков от радиоактивных загрязнений. Варьирование плотности загрязнения ^{137}Cs в различных элементах пойменных ландшафтов достигало 17 раз.

При этом внутри пойменных ландшафтов своеобразие радиэкологических ситуаций определяется перераспределением радионуклидов в первоначальный и последующий периоды после радиоактивных выпадений, геоморфологическими особенностями ландшафтных комплексов, гидрологическим и гидродинамическим режимом в разные периоды времени, характером почвообразовательного процесса, поемностью и другими факторами.

4.2. Вертикальная миграция радионуклидов в ландшафтах

Процессы, вызывающие вертикальную миграцию радионуклидов в почвах, разнообразны по своей природе. К ним относятся: конвективный перенос (фильтрация атмосферных осадков вглубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения, термоперенос влаги под действием градиента температуры); диффузия свободных и адсорбированных ионов; перенос по корневым системам растений; перенос на мигрирующих коллоидных частицах (лессиваж); роющая деятельность почвенных животных; хозяйственная деятельность человека [32]. Эти факторы не являются равнозначными, так как интенсивность и продолжительность их действия различны и зависят от конкретных условий, что в свою очередь обуславливает различия в характере распределения радионуклидов по профилю почвы.

Проведено большое количество исследований по изучению вертикальной миграции радионуклидов как после атмосферных выпадений после ядерных испытаний, так и после аварий на предприятиях ядерного топливного цикла [4, 16, 18, 29, 39]. Было выявлено определяющее влияние на подвижность радионуклидов основных почвенных свойств, гидрологических факторов, особенностей распространения ландшафтов на загрязненных территориях.

4.2.1. Плакорные ландшафты

Закономерности вертикальной миграции радионуклидов на территориях Полесской низменности, включая Украинское, Белорусское и Брянско-Жиздринское полесья, были выявлены в результате многолетних исследований в различные периоды после аварии на ЧАЭС. В начальный период времени после аварии в 1986–1989 гг. было начато изучение распределения широкого спектра радионуклидов в 0–30 км зоне ЧАЭС на суходольных лугах, которые располагались на водораздельных плакорных участках или верхней пологой части склонов. Почвы характеризовались средней и недостаточной степенью увлажнения, низким содержанием гумуса. Для изучения вертикальной миграции радионуклидов в почве проводили ежегодный послойный отбор образцов почв на одних и тех же участках. В 1990–1993 гг. исследования проводили на аналогичных почвах в наиболее загрязненных районах Брянской и Калужской областей.

Установлено, что на суходольных лугах глубина проникновения всех изучаемых радионуклидов за 4 года после аварии на ЧАЭС не превышала 10 см (таблица 4.5). В 1986–1987 гг. практически все количество выпавших радионуклидов находилось в слое 0–2 см. В последующие годы происходило активное перераспределение радионуклидов в слое 0–10 см, на характер которого влияли свойства радионуклидов и время, прошедшее после аварии. В 1989 г. более 92% радионуклидов содержалось в слое 0–2 см, а в слой 2–5 см наиболее активно мигрировал ^{106}Ru и ^{137}Cs – 5,7 и 5,2%, соответственно. В слое 5–10 см зарегистрировано 1,3% ^{106}Ru , ^{137}Cs и ^{144}Ce – 0,3–0,4%.

Таблица 4.5. Динамика изменения среднего содержания радионуклидов в верхних слоях дерново-подзолистых супесчаных почв суходольных участков

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %											
	1986 г.			1987 г.			1988 г.			1989 г.		
	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs
0–2	100	100	100	97,3	98,5	99,2	94,6	98,1	97,3	92,3	97,5	94,5
2–5	0	0	0	2,6	1,5	0,8	4,8	1,7	2,5	5,7	2,1	5,2
5–10	0	0	0	0,1	0	0	0,6	0,2	0,2	1,3	0,4	0,3
10–15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15–20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Аналогичные исследования проводились с 1988 по 2012 гг. на загрязненных участках плакорных ландшафтов в Тульской и Орловской областях [12, 24].

Установлено, что в 1988 г. основная часть ^{137}Cs (86,3%) содержалась в слое 0–2 см, в 1993 г. снизилась до 53%, а в 2012 г. – до 31% (рисунок 4.3). Происходит процесс заглупления запаса ^{137}Cs в профиле черноземных почв, что связано с различными процессами: перемешивание почвенной массы за счет кольматажа, проникновение частиц почвы в поры и трещины, деформация при промерзании и оттаивании, землеройная деятельность почвенных животных, вынос растениями и др.

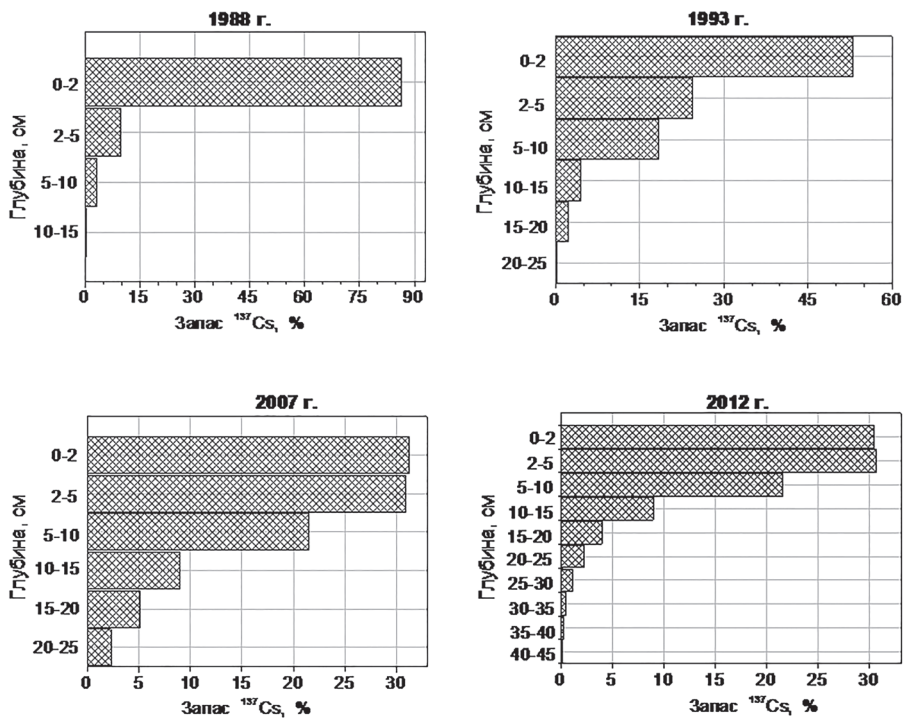


Рисунок 4.3. Динамика вертикального распределения ^{137}Cs в профиле выщелоченных черноземов (Тульская область)

4.2.2. Эрозионные ландшафты

Исследование распределения ^{137}Cs в почвах эрозионных ландшафтов Среднерусской возвышенности показало, что процессы миграции происходят медленно и основная часть радионуклида в 2006 г. была сосредоточена в верхних 0–5 см (40,2–47,9%) и 5–10 см (27,5–32,3%) слоях почвы, что составляло 70,9–74,4% от их суммарного количества (таблица 4.6). При этом за период с 1993 по 2006 г. произошло значительное перераспределение ^{137}Cs – уменьшение запаса радионуклида в слое 0–10 см с 92,9% до 74,4%.

Таблица 4.6. Вертикальное распределение ^{137}Cs по слоям почвы различных элементов склоновых ландшафтов, % от суммарного содержания

Элемент рельефа	Слой почвы, см				
	0–5	5–10	10–15	15–20	20–25
1	2	3	4	5	6
1993 г.					
Водораздел	74,5	18,4	4,5	2,3	0,3
2006 г., восточный склон					
Водораздел	43,2	31,5	14,7	7,0	3,7
верх склона	40,2	30,7	17,1	7,7	4,3

Окончание таблицы 4.6					
1	2	3	4	5	6
середина склона	43,3	31,4	15,9	6,6	2,9
днище (погребенный слой)	62,2	22,5	9,9	3,9	1,5
2006 г., южный склон					
водораздел	47,9	30,8	12,1	6,2	2,9
верх склона	47,6	32,3	12,2	4,5	3,4
середина склона	46,7	27,5	15,2	7,1	3,6
днище (погребенный слой)	36,7	44,1	13,1	5,0	1,1

В 2010–2012 гг. изучалось распределение ^{137}Cs в верхних, средних и нижних частях склоновых эрозионных агроландшафтов (рисунок 4.4). Установлено, что в верхней части практически всех склонов максимальное содержание радионуклида регистрируется в 0–5 см слоях почвы (рисунок 4.4а). В средней части склонов может иметь место как распределение ^{137}Cs аналогичное верхней микроне, так и некоторое превышение содержания ^{137}Cs в 5–10 см слоях почвы по сравнению с верхним 0–5 см слоем (рисунок 4.4б и 4.4в). В нижней части склонов характер распределения ^{137}Cs в почвах имеет тенденцию выравнивания запасов ^{137}Cs в верхних 0–5 и 5–10 см слоях почвы (рисунок 4.4г).

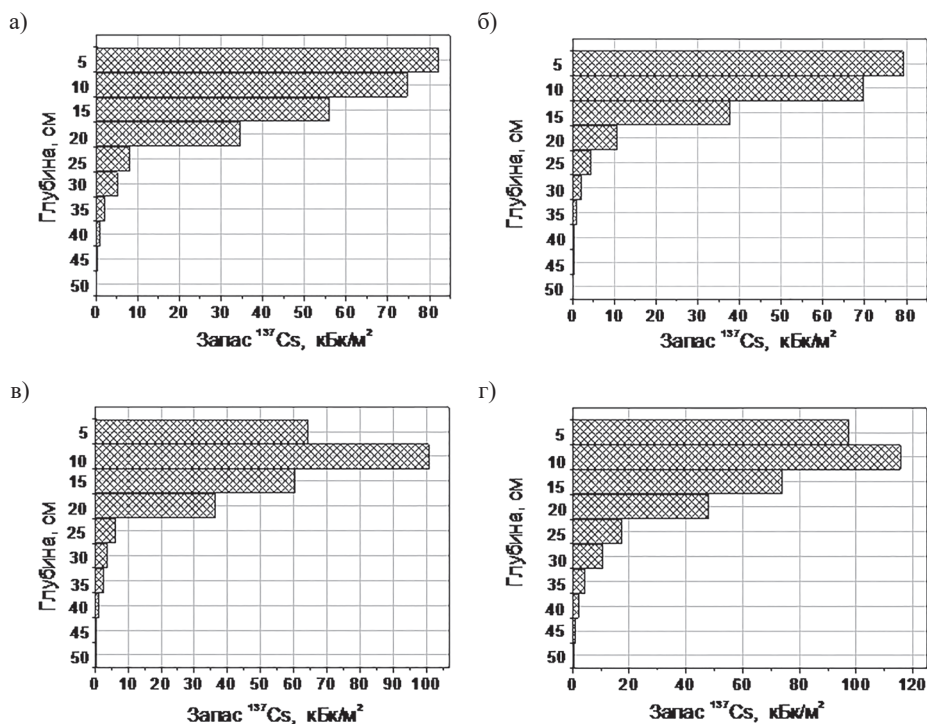


Рисунок 4.4. Распределение ^{137}Cs в профиле почв верхней (а), средней (б и в) и нижней частях микроне склоновых ландшафтов

Выявленные закономерности, вероятно, обуславливаются тем, что верхняя элювиальная часть склонов является транзитной зоной, что приводит к «очищению» верхней поверхности склонов от радионуклидов. Средняя микрizona также является преимущественно транзитной, однако в ряде понижений наблюдается накопление почвенного субстрата. При транзитно-аккумулятивных процессах на наиболее загрязненный в начальный период времени 0–5 см слой почвы наслаиваются наносы с меньшей удельной активностью, то есть происходит его «захоронение». У подножья склонов аккумулятивные процессы превалируют над транзитными, при этом характер распределения ^{137}Cs в почвах аналогичен транзитно-аккумулятивной средней микрizona.

Следует отметить, что в эрозионных агроландшафтах процессы вертикальной миграции радионуклидов сопряжены с латеральными и горизонтальными процессами. В зависимости от соотношения интенсивности и скорости этих процессов результирующая может быть разнонаправленной.

4.2.3. Пойменные ландшафты

Изучение вертикальной миграции радионуклидов в пойменных ландшафтах было проведено в 30-км зоне ЧАЭС в долине р. Припять (Гомельская область). В первый период после аварии (1986–1987 гг.) практически все количество радионуклидов находилось в слое 0–2 см. Интенсивность миграции зависела от характеристик радионуклидов. В 1989 г. 77,0–85,7% радионуклидов содержалось в слое 0–2 см, при этом в слой 2–5 см наиболее активно мигрировал ^{106}Ru и ^{137}Cs – 15,4 и 18,6%, соответственно. В слой 5–10 см более интенсивно перераспределялся ^{106}Ru – 7,0% (таблица 4.7).

Таблица 4.7. Динамика изменения среднего содержания радионуклидов в верхних слоях почвы пойменных участков

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %											
	1986 г.			1987 г.			1988 г.			1989 г.		
	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs
0–2	100	100	100	92,7	96,0	95,1	85,4	90,7	88,3	77,0	85,7	79,1
2–5	0	0	0	7,0	4,0	4,6	9,7	8,2	10,8	15,4	12,1	18,6
5–10	0	0	0	0,3	0	0,3	4,6	1,1	0,9	7,0	1,9	2,2
10–15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0,3	0,1
15–20	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0

В отдаленный период после аварии (2004–2008 гг.) закономерности распределения ^{137}Cs в почвах пойменных ландшафтах также изучались в пойме р. Ипуть и р. Вепринка (Брянская область), р. Локна (Тульская область). Оценка вертикального распределения ^{137}Cs по профилю почвенных горизонтов показала, что в прирусловой вале и верхней части поймы основное количество радионуклидов было сосредоточено в верхнем 0–5 см слое почвы, в то время в центральной и нижней частях поймы основной запас ^{137}Cs находился в слоях 5–10 и 10–15 см, что является следствием влияния гидро-

логических режимов на возвышенных и пониженных частях поймы, а также различными свойствами почв (рисунок 4.5).

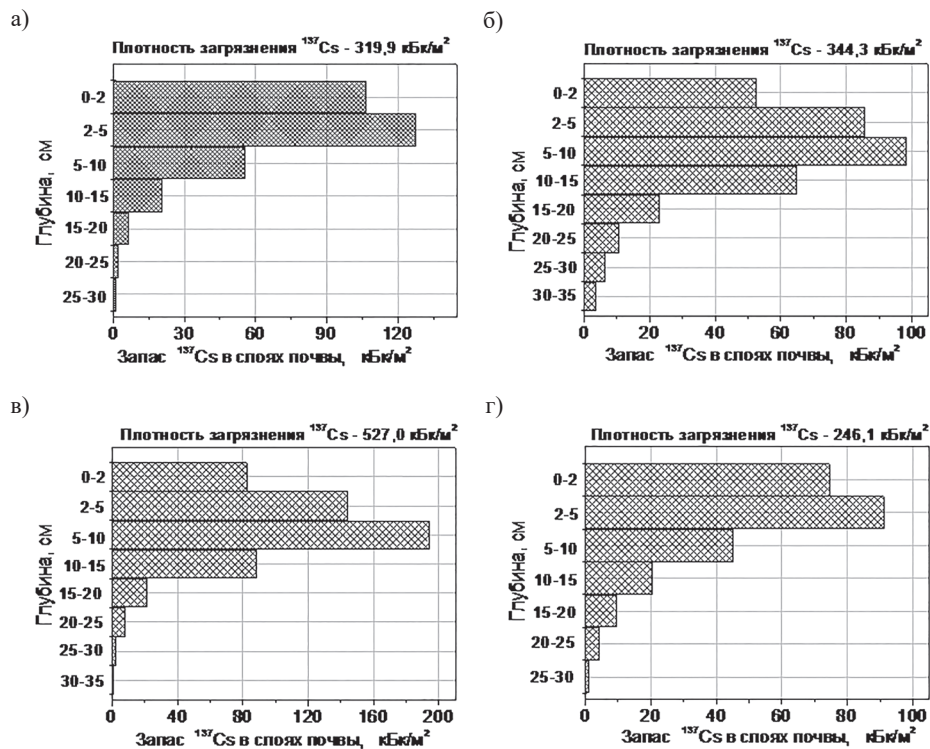


Рисунок 4.5. Вертикальное распределение ^{137}Cs по профилю почв средней части руслового вала (а), центральной (б), нижней (в) и верхней (г) поймы р. Вепринка, 2004 г.

Исследования, проведенные в 2007 г. в пойме р. Ипуть (Клинцовский район Брянской области), подтвердили ранее установленные закономерности влияния геоморфологических условий на вертикальную миграцию радионуклидов. В зоне перетложения наносов на склонах гривы наблюдалось примерно равное распределение запаса ^{137}Cs в слоях 0–5 и 5–10 см (33,8 и 31,9%). В транзитной зоне было зарегистрировано уменьшение плотности загрязнения ^{137}Cs на 20% по сравнению с верхней точкой профиля, а в зоне формирования грив высокой поймы увеличение более, чем на 50%. Этот факт регистрировался и в других исследованиях [20]. В нижней части склона отмечено увеличение плотности загрязнения по сравнению с прирусловой частью поймы, что, вероятно, было обусловлено одновременно происходящими процессами как перетложения наносов при паводках и половодьях, так и их смывом в реку. Особенностью вертикального распределения на затопляемых участках поймы является заглубление пика максимального запаса ^{137}Cs на глубину 5–10 см.

Закономерности распределения радионуклидов в различных типологических комплексах пойменных ландшафтов Полесской низменности ха-

рактельны и для аналогичных ландшафтов Среднерусской возвышенности. Исследования проводили в 2008 г. в пойме р. Локна около н.п. Рахманово Плавского района Тульской области. Вертикальное распределение ^{137}Cs в пойменной части характеризовалось максимумом запаса ^{137}Cs на глубине 5–10 см. В верхней части поймы на автоморфном участке основной запас ^{137}Cs находился в слое почвы 0–5 см.

4.2.4. Переувлажненные ландшафты

В 1986–1992 гг. было исследовано распределение радионуклидов по профилю почв в 30-км зоне отчуждения ЧАЭС на склоновых почвах террас, прилегающих к пойменным долинам р. Припять. Установлено, что, несмотря на периодическое переувлажнение дерново-подзолистых глеевых почв, глубина миграции изучаемых радионуклидов за 3 года после аварии на ЧАЭС не превышала 10 см (таблица 4.8). В 1986–1987 гг. практически все количество выпавших радионуклидов находилось в слое 0–2 см. В 1989 г. более 85% изучаемых радионуклидов содержалось в слое 0–2 см, а в слой 2–5 см наиболее активно мигрировал ^{106}Ru – 11,5%, который также характеризовался наибольшим проникновением в 5–10 см слой почвы – 3%.

Таблица 4.8. Миграция радионуклидов в дерново-подзолистой глеевой почве

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %											
	1986 г.			1987 г.			1988 г.			1989 г.		
	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs
0–2	100	100	100	95,4	98,0	97,7	89,5	90,7	93,3	85,2	88,7	89,1
2–5	0	0	0	4,6	2,0	2,2	8,0	8,2	6,2	11,5	9,9	9,5
5–10	0	0	0	0,3	0	0,1	2,5	1,1	0,5	3,0	1,2	1,3
10–15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0,2	0,1
15–20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Для изучения закономерностей миграции ^{137}Cs в гидроморфных торфяных почвах в 2000–2002 гг. были проведены полевые исследования на территории Брянской области. Установлено, что вертикальная миграция ^{137}Cs в торфяных почвах определяется комплексом факторов, среди которых наибольшее значение имеет тип и свойства торфяников, их гидроморфность, в том числе длительность периода переувлажнения торфяных почв, а также степень освоенности или пирогенности (нарушенности пожарами). Через 15 лет после аварии на Чернобыльской АЭС ^{137}Cs наиболее интенсивно перераспределялся ^{137}Cs по слоям гидроморфных увлажненных верховых и низинных торфяников.

Для обводненных низинных торфяников было характерным максимальное содержание ^{137}Cs в слое 0–10 см – от 18 до 50% от суммарного запаса. Однако характер распределения радионуклида в более глубоких слоях имеет некоторые различия, которые обусловлены влиянием режима увлажнения. В болотной низинной почве (участок № 2) ^{137}Cs регистрировался до глубины 35 см и наблюдалось два пика: первый – в слое 0–5 см (23% от суммарного запаса ^{137}Cs слое 0–35 см), а второй – в слое 15–20 см (22%)

(рисунок 4.6). Наличие 2 пиков, возможно, обусловлено влиянием геохимических барьеров [25]. В болотной низинной почве (участок № 4) максимум приходился на глубину 5–10 см – 50% ^{137}Cs от суммарного запаса. Далее содержание радионуклида резко снижается и на глубине 25 см ^{137}Cs составляло около 1% (рисунок 4.6).

Аналогичная картина распределения ^{137}Cs наблюдается и в гидроморфных верховых и переходных торфяниках (рисунок 4.7). В верхнем слое 0–5 см болотной верховой почвы (участок № 6) сохранялось около 28% радионуклида от суммарного запаса, а максимум регистрировался на глубине 5–10 см – 58%. В переувлажненной болотной переходной почве (участок № 3) в верхнем слое 0–5 см содержится 41% ^{137}Cs от суммарного запаса и по 27% – в слоях 5–10 и 10–15 см. Незначительная часть ^{137}Cs – 2% от суммарного запаса регистрируется на глубине 20–25 см.

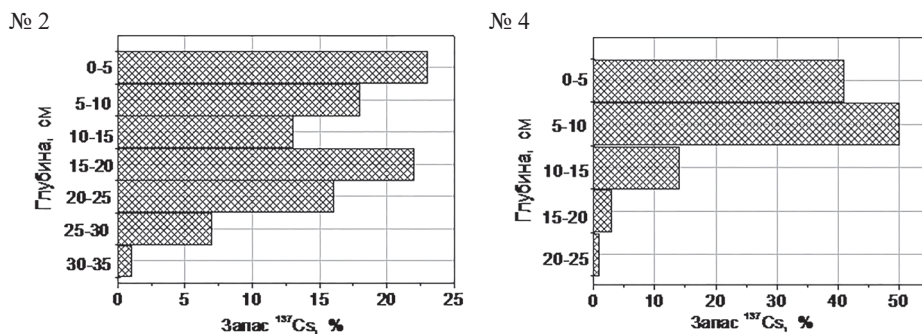


Рисунок 4.6. Распределение ^{137}Cs по профилю гидроморфных низинных торфяников

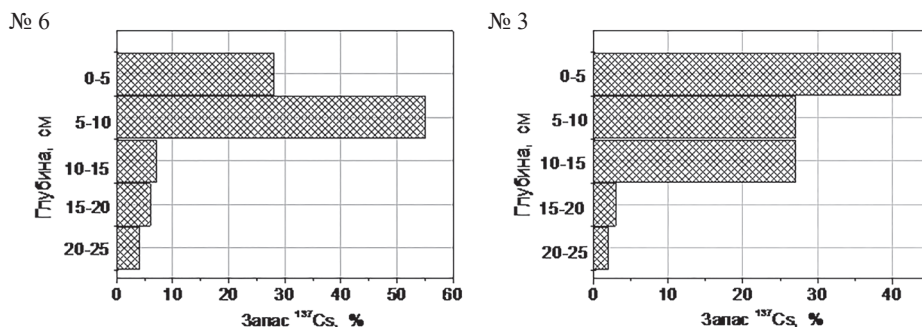


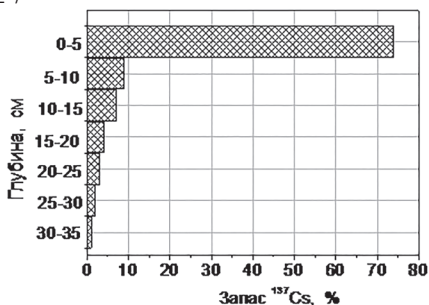
Рисунок 4.7. Распределение ^{137}Cs по профилю гидроморфных верхового (№ 6) и переходного (№ 3) торфяников

Иное распределение ^{137}Cs наблюдается в осушенных или нарушенных пожарами и хозяйственной деятельностью торфяниках. Распределение ^{137}Cs в осушенном целинном переходном торфянике (участок № 7) характеризовалось максимальным содержанием в слое 0–5 см – 74% от суммарного запаса. Далее отмечается экспоненциальное снижение содержания радионуклида в почвенных слоях до глубины 35 см (рисунок 4.8).

В горелом переходном торфянике (участок № 8) в слое 0–5 см содержалось только 36% ^{137}Cs , а 50% было сосредоточено в слое 5–15 см. Далее по профилю отмечено экспоненциальное убывание ^{137}Cs до глубины 30 см.

Осушение торфяников и вовлечение их в сельскохозяйственный оборот с последующей перепашкой приводило к относительно равномерному распределению ^{137}Cs в пахотном 25 см слое почвы (участок № 5) (рисунок 4.9).

№ 7



№ 8

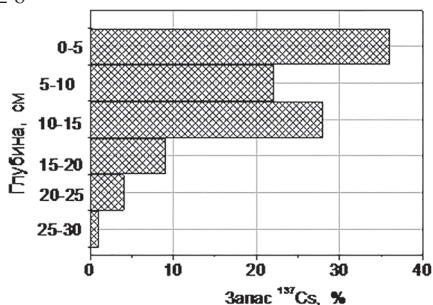
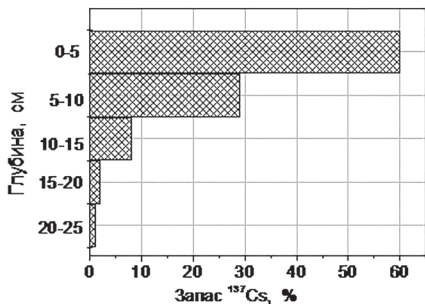


Рисунок 4.8. Распределение ^{137}Cs по профилю осушенных переходных ненарушенного пожарами (№ 7) и пироженного (№ 8) торфяников

№ 1



№ 5

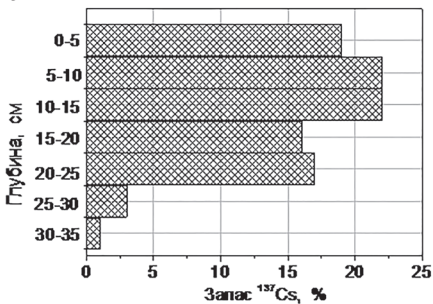


Рисунок 4.9. Распределение ^{137}Cs по профилю осушенных природного (№ 1) и освоенного (№ 5) низинных торфяников

Таким образом, скорость вертикальной миграции ^{137}Cs в торфяниках определялись типом и особенностями их формирования. Процессы естественной миграции ^{137}Cs зависят от свойств торфяных почв, их особенностей и гидрологического режима. Хозяйственная деятельность или пожары приводят к относительно равномерному распределению радионуклида в профиле почв.

4.3. Влияние ветрового переноса на перераспределение радионуклидов

Ветровая миграция радиоактивных веществ вызвана действием двух физических процессов: ветрового подъема (дефляции) радиоактивной фрак-

ции почвы (или других объектов окружающей среды) в воздух под действием ветра и последующего ветрового переноса с воздушными массами. Интенсивность ветрового подъема определяется в основном скоростью ветра, характером и состоянием подстилающей поверхности. В наибольшей степени ветровой подъем характерен для непокрытых растительностью или снегом поверхностей, а также при нарушении целостности поверхностного слоя почвы при ее механической обработке. Одним из важных факторов ветровой миграции радионуклидов является уровень загрязнения верхнего слоя почвы, гранулометрический состав почв, а также прочность закрепления радионуклидов в ППК [9, 28, 43, 46]. Ветровой перенос характеризуется дальностью перемещения радиоактивных веществ и зависит от скорости ветра и дисперсности переносимого материала. Мелкодисперсные фракции могут переноситься на большие расстояния, а крупнодисперсные – осаждаются вблизи источника выброса [28, 31].

Количественной характеристикой вторичного загрязнения атмосферы радиоактивными веществами является коэффициент ветрового подъема ($K_{вп}$), определяемый по отношению концентрации радионуклида в воздухе на заданной высоте (обычно 1 м) к плотности загрязнения поверхности почвы (m^{-1}). Интенсивность ветрового подъема измеряется долей находящегося на поверхности радиоактивного вещества, поднимающегося в воздух за единицу времени.

Для средней полосы РФ подъем радиоактивных веществ в атмосферу под действием ветра составляет от $2 \cdot 10^{-7}$ до $4 \cdot 10^{-9}\%$ в сутки от запаса на единице площади в течение 1–3 лет после осаждения [30].

Коэффициент ветрового подъема в период аварии на Чернобыльской АЭС зависел от времени после аварии. За пределами 30-км зоны в мае 1986 г. $K_{вп}$ составил 10^{-6} , в сентябре – 10^{-9} , в 1987 г. – $(0,1-1,8) \cdot 10^0$ [37].

Масштабы ветрового переноса в целом невелики. Однако в случае пожаров, пыльных бурь, смерчей интенсивность и дальность переноса радионуклидов могут резко возрастать. В постчернобыльский период установлено, что максимальное накопление радионуклидов на основных наиболее типичных элементах ландшафта Украинского Полесья наблюдается в местах, где резко изменяется скорость ветра: на днище долины и подветренном склоне западной экспозиции. На подветренном склоне плотность загрязнения почвенных планшетов радиоцезием была почти в два раза больше, чем на наветренном склоне [15].

Различные виды сельскохозяйственных работ также обуславливают существенные различия в интенсивности подъема и переноса частиц. Можно утверждать, что основной процесс миграции радионуклидов на залежных участках проходит в приземном слое на небольшие расстояния. Значительно интенсивнее дефляционные процессы идут на открытых сельскохозяйственных полях, особенно при проведении обработок [15, 17].

Ветровая миграция радионуклидов может способствовать не только загрязнению прилегающих территорий, но и вторичному (некорневому) радиоактивному загрязнению урожая растений. Вклад вторичного радиоактивного загрязнения растительности при глобальных радиоактивных выпадениях долгоживущих радионуклидов в условиях Нечерноземной

зоны РФ составляет 1–2% [34]. После аварии на Чернобыльской АЭС также установлено незначительное влияние ветровой миграции на вторичное радиоактивное загрязнение как прилегающих территорий, так и урожая растений [5, 17]. Однако на тех территориях, где преобладают пахотные угодья со слабым залесением, ветровой перенос радионуклидов может достигать существенных величин. Наибольших значений этот процесс будет достигать в начальный временной период после окончания радиоактивных выпадений [2, 9]. Показано, что в условиях Республики Беларусь на пахотных и залежных угодьях вторичное загрязнение сена многолетних злаковых трав за счет пылепереноса может превышать 10% от общей плотности загрязнения (таблица 4.9).

Таблица 4.9. Вторичное загрязнение сена многолетних злаковых трав за счет пылепереноса, % от общего загрязнения [2]

Годы	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr	
	Пашня	Залежь	Пашня	Залежь
1989	9,1	9,0	13,1	17,3
1990	8,7	10,3	8,9	10,4
1991	7,0	9,8	6,8	10,4
Среднее	8,3	9,7	9,6	12,7

Заключение

Оценка значимости естественных процессов автореабилитации загрязненных после аварии на Чернобыльской АЭС почв показывает, что самоочищение территории в значительной степени происходит в результате процессов дефляции, поверхностного водного стока, диффузионного и конвективного переноса вглубь почвенного профиля. Скорость протекания этих процессов зависит от ландшафтных особенностей территорий, ее рельефа, геоморфологии, водного режима, почвенного покрова.

Литература

1. Абатуров А.М. Полесья русской равнины в связи с проблемой их освоения. М., 1968. 246 с.
2. Агеец В.Ю. Система радиозокологических контрмер в агрофере Беларуси. Минск: РНИУП «Институт радиологии», 2001. 250 с.
3. Ананян В.Л., Мнацаканян Б.Т. О миграции радиоцезия в различных типах почв Армении // Сообщение ИАП и Г АН Арм.ССР, 1971. № 11. С. 19–25.
4. Анисимов В. С., Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. О формах нахождения и вертикальном распределении ¹³⁷Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1991. № 9. С. 31–40.
5. Анохова Т.П., Кривцова И.Л. Условия труда и меры безопасности работающих при механизированных способах возделывания сельскохозяйственных культур на территориях, загрязненных радиоактивными веществами // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. трудов УкрНИИСХР. Киев, 1991. С. 205–213.
6. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины. М.: Роскартография, 1998. 143 с.

7. Борзилов В.А., Возженников О.И., Новицкий М.А. Долгосрочное прогнозирование изменения коэффициента смыва радионуклидов, поступивших в окружающую среду в результате аварии на АЭС, с поверхности водосбора / I Всес. радиобiol. съезд: тезисы докладов. Пушино, 1989. Т. 2. С. 414–415.

8. Ветроэрозийные процессы и особенности создания оптимальных комплексных решений охраны почв в зоне загрязнения радионуклидами / Б.С. Пристер [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. научных трудов / Под ред. Н.А. Лощилова. Киев, 1991. С. 64–74.

9. Влияние ландшафтно-геохимических особенностей зоны ЧАЭС на горизонтальную миграцию радионуклидов / Л.В. Перепелятникова, Б.С. Пристер, Н.П. Омеляненко [и др.] // III съезд по радиационным исследованиям: тез. докл. Т. II. Пушино, 1997. С. 465.

10. Волкова Н.И. Структурно-генетический ряд ландшафтов полей и ополей / Современные проблемы физической географии: сборник. М., 1989. С. 122–134.

11. Глобальное и региональное радиоактивное загрязнение европейской территории бывшего СССР / Ю.А. Израэль [и др.] // Метеорология и гидрология. 1994. № 5. С. 5–9.

12. Горизонтальная и вертикальная миграция ^{137}Cs в склоновых ландшафтах / В.К. Кузнецов [и др.] // Радиобиология. Радиоэкология. 2009. № 3. С. 282–290.

13. Загрязнение почв Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областей. Брянск, 1993. 67 с.

14. Зубарева, И.Ф., Москевич Л.П., Ковеня С.В. Вынос стронция-90 из дренированной почвы в процессе водной эрозии // Почвоведение. 1989. № 4. С. 144–147.

15. Иванов Ю.А. Радиоэкологическое обоснование долгосрочного прогнозирования радиационной обстановки на сельскохозяйственных угодьях в случае крупных ядерных аварий (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): автореф. на соиск. ученой степ. докт. биол. наук. Обнинск, 1997. 50 с.

16. Ильин М.И., Перепелятников Г.П. Миграция радионуклидов в агроценозах Полесья Украины, расположенных на торфяных почвах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. научн. трудов / Под ред. Н.А. Лощилова. Киев, 1993. Вып. 3. С. 97–110.

17. Ингаляционное поступление радионуклидов при сельскохозяйственных работах на территориях, загрязненных в результате Чернобыльской аварии / Н.А. Лошилов, В.А. Кашпаров, Е.Б. Юдин [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. трудов УкрНИИСХР. Киев, 1991. С. 197–205.

18. Исследование закономерностей вертикальной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах естественных суходольных лугов Белорусского полесья / Н.В. Гребенщикова [и др.] // Итоги научных исследований в области радиоэкологии окружающей среды за десятилетний период после аварии на Чернобыльской АЭС: сб. трудов. Гомель, 1996. С. 27–33.

19. Кадацкий В.Б., Кириенко Е.Г., Лепешев А.А. География Беларуси. Мн., БГПУ, 2006. 192 с.

20. Квасникова Е.В. Трансформация поля загрязнения почвы искусственными радионуклидами // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем: сборник трудов ИГКЭ. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2002. С. 37–58.

21. Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов в почвах на лугах различных типов / Н.И. Санжарова, В.А. Котик, А.Н. Архипов [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. Вып. 4. С. 488–497.

22. Кузнецов В.К. Научные основы и системы мероприятий по реабилитации радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных территорий в адаптивно-ланд-

шафтном земледелии: автореф. на соиск. ученой степ. докт. биол. наук. Обнинск, 2014. 50 с.

23. Кузнецов В.К., Санжарова Н.И. Горизонтальная миграция искусственных радионуклидов при различной степени задренованности почв // Экология. 1997. № 2. С. 150–152.

24. Кузнецов, В.К., Санжарова Н.И. Особенности миграции ^{137}Cs в различных видах агроландшафтов в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // Двадцать пять лет Чернобыльской катастрофы. Безопасность будущего: сб. докладов Междунар. конф. Ч. 2. Киев, 2011. С. 380–382.

25. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели: автореф. на соиск. ученой степ. докт. геог. наук. М., 2008. 40 с.

26. Лоцилов Н.А. Влияние вторичного пылепереноса радиоактивных веществ на загрязнение населенных пунктов в зоне чернобыльской аварии // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. трудов УкрНИИСХР. Киев, 1991. С. 61–64.

27. Маринич А.М. Геоморфология Южного Полесья. Киев: Изд-во Киев. ун-та, 1963. 252 с.

28. Махонько К.П. Использование параметров ветрового захвата аэрозольной примеси с поверхности почвы для расчета внекорневого загрязнения растительного покрова // Экология. 1981. № 2. С. 46–51.

29. Махонько К.П. К вопросу о миграции загрязняющих веществ в экосистеме // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Л.: Гидрометеиздат, 1985. С. 8–17.

30. Махонько К.П. Оседание радиоактивной пыли и ее удаление из атмосферы осадками. М.: Атомиздат, 1968. 240 с.

31. Пристер Б.С. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины // Исследования ЦПЭР. 1999. № 20. 103 с.

32. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Энергоатомиздат, 1981. 98 с.

33. Моделирование вымывания радионуклидов из почвы дождевыми и талыми водами / В.А. Борзилов [и др.] // Водные ресурсы. 1991. № 3. С.103–107.

34. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лоцилов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. Киев: Урожай, 1991. 472 с.

35. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.

36. Подвижность радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах отчужденных территорий / Ю.А. Иванов, С.Е. Левчук, С.И. Киреев [и др.] // Ядерная физика та енергетика. 2011. Т. 12. № 4. С. 375–384.

37. Романов Г.Н., Воронов А.С., Бакуров А.С. Динамика ветрового подъема радиоактивного вещества и роль этого процесса в проблеме трансурановых элементов // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Т. II. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1993. С. 265–268.

38. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Бобовникрва Ц.И. Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС// Атомная энергия. 1989. Т. 66. № 3. С.194–197.

39. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Хацкевич Р.Н. Определение вертикального распределения параметров миграции ^{137}Cs в почве // Труды Ин-та экспер. метеорологии. 1985. Вып. 13(118). С. 108–114.

40. Средняя полоса Европейской части СССР / Под ред. И.П. Герасимова. М., 1967. 440 с.

41. Тюрюканова, Э.Б. Ландшафтно-геохимические аспекты поведения радионуклидов в биосфере // Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология / Под ред. В.М. Клечковского. м.: Атомиздат, 1971. С. 81–143.

42. Тюрюканова Э.Б., Павлоцкая Ф.И. Распределение радиоактивного стронция в почвах различных зон. М.: Атомиздат, 1967. 63 с.

43. Хили Дж.У. Обзор моделей ветрового подъема // Трансурановые элементы в окружающей среде / Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Атомиздат, 1985. С. 85–111.

44. Цыбулько Н.Н., Черныш А.Ф. Горизонтальная миграция радионуклидов в эрозионных агроландшафтах // Проблемы радиологии загрязненных территорий: юбилейный тематический сборник РНИУП «Институт радиологии». Гомель, 2006. Вып. 2. 348 с.

45. Экспериментальное исследование смыва радионуклидов, выпавших на почву в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции / В.А. Борзилов, А.В. Коноплев, С.К. Ревина [и др.] // Метеорология и гидрология. 1988. № 11. С. 43–53.

46. Chepil W.S. Dynamics of wind erosion: II. Initiation of soil movement // Soil Science. 1945. V. 60. Pp. 397–411.

ГЛАВА 5. ДИНАМИКА ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ И СИСТЕМЕ ПОЧВА-РАСТЕНИЕ НА ТЕРРИТОРИЯХ С РАЗЛИЧНЫМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ

Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Анисимов В.С., Спиридонов С.И.

Сложный характер аварийного выброса Чернобыльской АЭС привел к образованию зон радиоактивного загрязнения с различными физико-химическими свойствами выпадений [24]. Выделено три формы радионуклидов в выпадениях: радионуклиды, включенные в топливную матрицу, содержащиеся в аэрозолях различной дисперсности и в парогазовой фазе [30]. Теоретически можно предположить наличие двух противоположно направленных процессов. С одной стороны – разрушение содержащего радионуклиды матричного материала (в первую очередь диоксида урана из ТВЭЛов) со временем и увеличение доступности ^{90}Sr и ^{137}Cs для растений, а с другой – фиксация радионуклидов твердой фазой почвы и снижение поглощения корневыми системами растений. Основным радиологически значимым радионуклидом в «чернобыльских» выпадениях являлся ^{137}Cs . Из-за разного соотношения форм выпавшего ^{137}Cs результирующая двух процессов (разрушения матрицы и фиксации радионуклида в почве) может быть различной [35, 36].

Влияние различных форм выпадений на подвижность радионуклидов в почвах было выявлено в первые годы после аварии. К началу октября 1986 года значительная доля ^{137}Cs , попавшего в почву, находилась в необменном состоянии [27]. Суммарное содержание воднорастворимой и обменной форм ^{137}Cs составляло от 16 до 36%, прочносвязанной – от 36 до 71%. Коэффициенты распределения ^{137}Cs для загрязненных почв колебались от 14,3 до 370 [21].

На территории Беларуси 55–79% от валового содержания ^{137}Cs в почве в течение 3 лет находилось в прочносвязанной форме. При этом наибольший вклад прочносвязанной формы радионуклида отмечался в 30-км зоне ЧАЭС, что объясняется значительной долей малорастворимых частиц топливной матрицы в выпадениях ближней зоны [26, 31]. Аналогичные данные были получены для территории Украины [18].

С увеличением времени контакта ^{137}Cs с почвой происходило перераспределение отдельных форм нахождения его в почве. В начальный период после аварии наибольшим изменениям оказался подвержен ^{137}Cs , находившийся в почвах «дальней» зоны выпадений, наименьшим – в 30-км зоне. Через год после аварии содержание обменной (извлекаемой 1 М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, рН 7) и подвижной (суммы обменной и извлекаемой 1 М HCl) форм нахождения ^{137}Cs в зоне 0–30 км уменьшилось в 1,2–1,3 раза, а за пре-

делами 30-км зоны – в 1,7–3,0 раз [26]. Количественных связей растворимости радионуклида в почвах ближнего следа со свойствами почв исследователям выявить не удалось, что также подтверждает вывод о включении части ^{137}Cs в выпадениях в состав аэрозольных малорастворимых частиц топливной матрицы.

Исследования, проводившиеся в Киевской, Житомирской и Гомельской областях, показали, что доля водорастворимых форм ^{137}Cs колебалась в пределах 1–9%, обменных – 11–31% и кислоторастворимых – 23–40% [29]. На дерново-подзолистых почвах Гомельской области через 3,5 года после аварии относительное содержание ^{137}Cs в воднорастворимом состоянии не превышало 1%, в обменном состоянии в целинных почвах составляло от 1,5 до 3% радионуклида и в пахотных почвах – от 5 до 10% [8]. На территории Украины в 1988–1989 гг. содержание подвижной фракции (сумма обменной и извлекаемой 1М HCl кислоторастворимой форм) ^{137}Cs в разных почвах составляла 2–30% [9].

5.1. Экспериментальные исследования биологической доступности радионуклидов в 50-км зоне северного следа аварийного выброса ЧАЭС

Закономерности изменения биологической доступности оценивались по двум показателям: содержание обменной и подвижной форм радионуклидов в почве, а также по величине коэффициентов перехода в растения, связывающих концентрацию радионуклидов в растении и плотность загрязнения почв на единицу площади (КП).

Между всеми формами радионуклидов в почвах существует динамическое равновесие, в результате которого ионы, находящиеся в труднорастворимом состоянии, могут переходить при определенных условиях (изменения влажности почвы, термического режима и других факторов) в подвижные и наоборот [2, 22, 23].

Для ^{137}Cs характерны процессы селективной сорбции, а также необменной сорбции (фиксации) твердой фазой почв. Способность почв фиксировать Cs^+ в значительной степени определяется содержанием в почве лабильных глинистых минералов, степенью их выветривания и преобразования [32]. Снижение подвижности ^{137}Cs в почве получило название «старения» [1]. В ходе этого процесса ^{137}Cs участвует в кристаллохимических реакциях с вхождением в межпакетные пространства кристаллических решеток глинистых минералов, где он закрепляется значительно прочнее.

На состояние и закрепление ^{90}Sr в почвенном поглощающем комплексе (ППК) большое влияние оказывает качественный и количественный состав минеральной части почв. ^{90}Sr более прочно закрепляется в почвах, обладающих высоким содержанием илистых частиц [17, 24]. На поведение ^{90}Sr в почве оказывает влияние органическое вещество. Распределение и подвижность ^{90}Sr в значительной степени определяется количеством и качественным составом гумуса. Предпочтительнее ^{90}Sr связывается с фульвокислотами.

Принципиально важной является количественная оценка процессов закрепления радионуклидов в почвах при прогнозировании динамики радиационной обстановки на радиоактивно загрязненных территориях. Для этих целей используются такие показатели, как периоды полууменьшения содержания различных форм радионуклидов в почвах и периоды полуснижения накопления радионуклидов в растениях [34].

5.1.1. Динамика подвижности радионуклидов в почвах

В рамках радиоэкологического мониторинга в 50-км зоне ЧАЭС для оценки динамики форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве и его биологической доступности в 1986–1995 гг. проводились исследования на сети стационаров, расположенных на различном расстоянии от ЧАЭС, при выборе которых учитывалось две группы факторов: физико-химические характеристики выпадений и свойства почв [33]. Вся совокупность экспериментальных данных была разделена на две группы с использованием в качестве критерия доли топливной компоненты в составе выпадений коэффициента фракционирования ^{144}Ce относительно ^{137}Cs :

$$KF = \frac{(C_{^{144}\text{Ce}} / C_{^{137}\text{Cs}})_{\text{эксн.}}}{(A_{^{144}\text{Ce}} / A_{^{137}\text{Cs}})_{\text{теор.}}} \quad (5.1)$$

где $(C_{^{144}\text{Ce}} / C_{^{137}\text{Cs}})_{\text{эксн.}}$ – соотношение концентраций радионуклидов в образцах почв (в пересчете на момент аварии); $(A_{^{144}\text{Ce}} / A_{^{137}\text{Cs}})_{\text{теор.}}$ – соотношение концентраций радионуклидов в ядерном топливе для реактора РБМК-1000 с обогащением ядерного топлива ^{235}U 2% и выдержкой ядерного топлива 1 сут [20].

Таблица 5.1. Средние коэффициенты фракционирования и агрохимические характеристики почв для выделенных групп экспериментальных участков

Характеристики	Группы почв				
	Автоморфные		Гидроморфные		
	дерново-подзолистые, дерновые		дерново-глеевые оторфованные, дерново-подзолистые оглеенные, дерново-глеевые	торфяно-болотные	
Расстояние от ЧАЭС, км	2–15	15–50	2–15	15–50	15–50
Номера участков	1,4,19,20,21	5–7,9,11,13,15,18	2,3	14,16,17	8,10,12
$KF^{^{144}\text{Ce}/^{137}\text{Cs}}$	0,88 (0,46–1,72)	0,29 (0,10–0,90)	1,04 (0,43–2,17)	0,25 (0,10–0,39)	0,35 (0,12–0,51)
pH_{KCl}	4,8 (4,3–5,6)	5,3 (4,3–6,9)	4,1 (3,9–4,2)	5,5 (4,4–6,5)	4,5 (3,4–5,2)
Гумус, %	1,2 (0,3–3,2)	1,5 (0,6–2,6)	2,6 (1,7–3,5)	2,1 (1,4–3,2)	12,2 (6,6–21,4)
Гидролитическая кислотность	2,8 (1,8–4,6)	3,0 (1,2–5,1)	7,1 (7,0–7,2)	3,0 (1,0–5,8)	15,2 (8,9–21,2)
Сумма обменных оснований	5,9 (1,8–17,1)	9,5 (4,0–19,3)	9,7 (4,8–14,6)	15,0 (9,7–22,6)	24,8 (16,9–32,4)
$\text{Ca}^{2+ \text{a}}$	3,6 (1,2–10,4)	4,8 (1,2–8,0)	8,1 (6,0–10,2)	6,8 (4,4–10,6)	16,7 (15,6–17,8)
$\text{Mg}^{2+ \text{a}}$	1,6 (0,9–2,4)	1,8 (0,9–3,2)	2,9 (2,6–3,2)	1,7 (0,8–3,2)	5,2 (4,0–7,3)
$\text{P}_2\text{O}_5^{\text{b}}$	10,7 (3,0–28,0)	28,3 (1,3–115,0)	3,05 (3,0–3,1)	7,8 (2,5–11,5)	30,5 (17,0–44,0)
$\text{K}_2\text{O}^{\text{b}}$	9,2 (5,5–16,8)	18,5 (5,4–27,4)	4,35 (4,0–4,7)	4,7 (2,6–8,3)	21,8 (21,0–22,6)

Единицы измерения: а – мг-экв/100 г почвы; б – мг/100 г почвы

По свойствам выпадений были выделены две зоны. Участки, где в выпадениях преобладала топливная компонента и которые расположены на расстоянии от 2 до 15 км от ЧАЭС, отнесены к «ближней» зоне. Остальные участки, находящиеся на территории, где выпадения были в основном в виде аэрозолей, объединены в «дальнюю» зону на удалении от ЧАЭС от 15 до 50 км (таблица 5.1). Для того чтобы оценить вклад в обменную и подвижную формы ^{137}Cs , выщелачиваемого из топливных частиц, был проведен анализ динамики содержания этих форм в почвах. При этом совокупность данных по динамике форм ^{137}Cs была разделена на две группы в соответствии с типом почв. Почвенный покров на стационарных участках представлен наиболее распространенными в зоне загрязнения типами почв, которые при анализе данных были сгруппированы в две группы: автоморфные и гидроморфные. В рамках гидроморфной группы была выделена подгруппа торфяно-болотных почв, что обусловлено спецификой их характеристик.

В 1986 г. содержание обменного ^{137}Cs в почвах было максимальным и варьировало от 5,4 до 55,0% (для средних значений – от 9,5 до 30,1%). На участках, расположенных в зоне мелкодисперсных конденсационных выпадений, количество обменного ^{137}Cs было в 2–3 раза выше по сравнению с зоной, где преобладала топливная компонента в выпадениях. Содержание ^{137}Cs , вытесняемого 1 н HCl, было выше в «дальней» зоне, чем в «ближней» как для автоморфных почв (в 1,8 раза), так и для почв гидроморфного ряда (в 4,3 раза) (таблица 5.2). В результате специфической сорбции содержания ^{137}Cs в обменной форме за 9 лет после аварии уменьшилось в среднем в 2,3–7,3 раза, а в вытесняемой 1 н HCl – в 1,0–2,6 раза. Отмечены различия в темпах снижения содержания форм нахождения ^{137}Cs в почвах в зависимости от свойств выпадений.

Таблица 5.2. Динамика форм нахождения ^{137}Cs в почвах, %*

Параметры	Автоморфные						Гидроморфные								
	дерново-подзолистые, дерново-выше			дерново-глеевые оторфованные, дерново-подзолистые оглеенные			торфяно-болотные								
Расстояние от ЧАЭС, км	2–15			15–50			2–15			15–50			15–50		
Реагент	1 н AcNH_4	1 н HCl	3 н HCl	1 н AcNH_4	1 н HCl	3 н HCl	1 н AcNH_4	1 н HCl	3 н HCl	1 н AcNH_4	1 н HCl	3 н HCl	1 н AcNH_4	1 н HCl	3 н HCl
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1986															
Mean	15,2	5,1	13,3	30,1	9,4	12,1	9,5	3,3	5,4	27,9	13,3	17,9	–	–	–
SD	9,9	1,5	8,0	12,2	2,6	4,4	0,4	0,2	0,6	10,8	6,9	8,4	–	–	–
min-max	5,4–30,4	3,7–6,7	5,6–26,5	15,0–55,0	5,1–14,0	10,3–17,5	9,2–9,8	3,1–3,4	5,0–5,9	16,2–37,4	7,7–23,4	10,7–29,7	–	–	–

Продолжение таблицы 5.2															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1987															
Mean	12,0	9,7	24,5	16,5	9,7	17,3	6,7	5,4	16,0	10,1	9,4	15,5	8,1	16,7	28,6
SD	3,5	1,1	14,4	7,3	3,7	4,2	2,6	1,7	5,2	5,3	4,3	8,7	—	—	—
min-max	9,7–16,1	8,5–10,4	12,5–40,5	5,7–33,5	3,3–14,5	11,1–22,4	5,2–11,3	4,2–8,3	8,7–21,4	6,1–19,6	5,1–19,6	9,2–28,6	—	—	—
1988															
Mean	9,2	6,2	14,3	18,5	13,3	21,3	5,5	—	—	15,8	10,5	18,7	9,1	13,6	12,9
SD	4,8	1,7	3,7	8,4	5,0	6,8	—	—	—	6,6	3,4	9,5	3,1	7,2	7,4
min-max	3,9–17,3	3,8–6,9	8,1–17,9	10,8–36,3	6,2–18,1	10,8–32,4	—	—	—	10,1–23,4	5,4–14,6	7,3–35,4	5,6–10,9	5,4–18,4	4,3–17,5
1989															
Mean	11,9	8,6	15,0	14,2	9,5	15,2	2,9	4,7	14,7	6,7	11,2	20,5	8,1	14,5	9,9
SD	4,3	1,9	8,9	1,3	1,3	5,4	0,8	3,7	3,8	2,1	4,7	14,9	—	—	—
min-max	7,5–16,1	6,5–10,3	9,8–28,3	12,4–15,0	7,7–11,6	10,6–24,2	1,8–3,5	2,3–10,1	10,0–19,3	5,2–8,1	7,8–14,5	9,9–31,0	—	—	—
1990															
Mean	10,1	5,5	16,3	11,4	9,9	18,0	3,4	3,1	10,4	6,1	5,6	14,3	6,1	6,0	13,7
SD	6,1	2,6	6,5	5,2	2,9	5,6	1,0	1,3	3,9	2,9	2,3	6,1	2,4	2,5	5,5
min-max	2,1–16,6	2,2–9,5	4,9–22,8	5,9–23,1	5,5–14,9	8,8–26,1	1,3–3,0	2,2–4,7	6,2–13,9	3,6–11,0	2,2–9,0	5,2–25,4	2,7–9,7	2,8–8,9	5,8–21,4
1991															
Mean	8,6	10,6	12,8	15,1	11,7	16,4	1,8	2,5	7,2	2,2	3,0	5,5	—	—	—
SD	6,2	6,2	4,2	4,0	2,5	4,2	0,4	1,0	0,6	0,8	0,9	0,6	—	—	—
min-max	4,3–10,9	5,1–13,2	9,1–19,3	4,9–15,2	5,1–12,8	8,9–19,9	1,4–2,2	1,8–3,8	6,5–11,7	1,7–2,2	1,7–2,2	4,7–5,9	—	—	—
1992															
Mean	8,2	6,8	6,3	10,1	7,9	10,5	1,5	2,1	4,1	1,0	3,5	6,3	9,4	7,5	10,8
SD	3,9	1,4	1,6	6,3	2,8	3,8	0,9	0,14	1,02	0,4	0,8	0,5	6,8	4,5	5,4
min-max	3,9–12,7	5,0–8,6	4,6–7,7	3,7–18,4	4,5–11,9	5,3–15,1	1,1–3,1	2,0–2,3	3,0–5,5	0,6–1,5	2,5–4,0	5,7–6,9	1,3–18,5	0,6–11,9	5,4–19,7

Окончание таблицы 5.2															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1995															
Mean	4,7	3,2	7,7	9,1	11,5	13,3	1,8	5,2	5,4	4,7	7,8	8,5	10,4	6,9	7,8
SD	2,2	3,1	2,3	9,4	8,7	10,7	1,0	0,65	0,7	4,6	5,1	4,7	4,3	2,6	4,7
min-max	1,5–5,1	2,5–3,8	7,0–8,3	1,3–16,0	3,6–20,3	2,1–23,8	1,1–3,5	1,5–7,6	2,7–7,2	1,1–11,1	1,5–14,0	2,7–14,2	5,1–15,6	3,7–10,0	2,1–13,4

* – формы нахождения радионуклида в почвах определялись с помощью метода последовательных экстракций [3, 4, 17]

В течение 1-го года после аварии закрепление радионуклида было более интенсивным в «дальней» зоне (в среднем содержание обменной формы ^{137}Cs снизилось в 1,8–2,8 раза по сравнению с уменьшением в 1,3–1,4 раза в почвах «ближней» зоны). Следует отметить некоторое увеличение (в 1,3 раза) содержания обменной формы ^{137}Cs в «ближней» зоне в 1989 г., что, вероятно, обусловлено разрушением топливной матрицы. В 1995 г. снижение содержания обменного ^{137}Cs по сравнению с 1986 г. составляло для «дальней» и «ближней» зон 3,3–5,9 и 3,2–5,9 раза, соответственно (таблица 5.2). К этому времени различия для территорий следа с различными формами выпадений сглаживаются, что указывает на завершение трансформации топливных частиц на территории северного следа. Закономерностей в динамике содержания в почвах кислоторастворимых форм ^{137}Cs выявить не удалось.

Динамика форм ^{137}Cs зависела от свойств почв: сорбция радионуклида происходит более интенсивно в почвах гидроморфного ряда (кроме торфяно-болотных), в 1986–1995 гг. содержание в них обменной формы ^{137}Cs было в 2,5–2,7 раза меньше по сравнению с автоморфными почвами (кроме торфяно-болотных почв). Содержание кислоторастворимых форм ^{137}Cs в большинстве случаев выше в почвах гидроморфного ряда. Следует отметить отсутствие четких закономерностей для торфяно-болотных почв, что указывает на различия между органическими и минеральными почвами в механизмах сорбции ^{137}Cs .

На основании анализа экспериментальных данных было установлено, что динамика обменной и подвижной форм ^{137}Cs для почв автоморфного ряда аппроксимируется зависимостями типа:

$$f_i = a_i + b_i \cdot e^{-ct}, \quad (5.2)$$

где t – время после аварии; f_i – доля ^{137}Cs , находящегося в i -ой форме, от общего содержания радионуклида.

Нелинейные регрессионные зависимости были получены методом наименьших квадратов с использованием алгоритма Маркварцта. Оценивая результаты дисперсионного анализа регрессии f_i от t , можно отметить, что доля дисперсии, объясняемая моделью, существенно превышает долю дисперсии, обусловленную действием случайных факторов (таблица 5.3). Это позволяет сделать вывод о достаточно адекватном описании зависимостями f_i динамики подвижных (доступных растениям) и обменных форм

^{137}Cs в почвах в случае выпадений этого радионуклида в форме легкорастворимых аэрозолей.

Таблица 5.3. Дисперсионный анализ регрессии f_i от t

Группа почв	Форма нахождения ^{137}Cs в почве	Сумма квадратов отклонений		F-критерий
		Модель	Ошибка	
Автоморфные	Обменная	2395	2,35	339,9
	Доступная	5905	63,9	30,8
Гидроморфные	Обменная	1036	16,9	20,5
	Доступная	2434	85,0	9,44

Анализ динамики обменной и подвижной форм ^{137}Cs для зон с существенной долей топливных частиц в составе выпадений показал отсутствие четких закономерностей снижения содержания ^{137}Cs в этих формах. Это связано с тем, что вследствие наложения процессов фиксации обменного и подвижного ^{137}Cs и процессов выщелачивания из топливной матрицы, изменение содержания ^{137}Cs в указанных формах имеет более сложный характер.

Как для автоморфных, так и для гидроморфных почв можно выделить два периода, когда изменение содержания ^{137}Cs в обменной и «подвижной» формах протекало с различной интенсивностью: первый – с 1986 по 1988 гг. и второй – с 1989 по 1995 гг. Первый период полуснижения содержания обменного ^{137}Cs в почве составил 2,4–3,5 года, а второй – 4,5–12,6 года, причем эти различия обусловлены влиянием характеристик выпадений и свойств почвы. Для зоны с преобладанием в выпадениях топливной компоненты первые периоды полуснижения содержания обменной формы в минеральных почвах выше, чем для зоны аэрозольных выпадений (таблица 5.4). Для торфяных почв определенной зависимости не выявлено.

Таблица 5.4. Периоды полуснижения содержания обменной формы ^{137}Cs

Период полуснижения, лет	Автоморфные		Гидроморфные		
	дерново-подзолистые, дерновые		дерново-глебовые оторфованные, дерново-подзолистые оглеенные		торфяно-болотные
	2–15 км	15–50 км	2–15 км	15–50 км	15–50 км
Средний	5,3	5,2	3,7	3,5	–
1-й	3,5	2,8	3,2	2,4	–
2-й	4,5	9,5	8,9	12,6	–

Полученные результаты показывают, что в зоне Чернобыльской аварии по истечению примерно 5 лет происходила стабилизация форм нахождения ^{137}Cs в почвах.

В этот же период для территории северного следа аварийных выпадений ЧАЭС в основном завершился процесс разрушения топливных частиц. Анализ результатов показывает, что в 1991–1995 гг. содержание обменной и подвижной форм ^{137}Cs в почвах «ближней» и «дальней» зон в большинстве случаев различалось незначительно. Если в 1987 г. количество ^{137}Cs , которое не извлекалось после кипячения с 6 н HCl, было выше в почвах

«ближней» зоны, что указывает на наличие топливных частиц, то в 1990 г. содержание этой формы ^{137}Cs в почвах увеличилось в 1,5–1,6 раза, а нерастворимый остаток уменьшился в 2,2–3,0 раза.

Подтверждением практически полной трансформации топливных частиц на территории северного следа аварийных выпадений к 1990–1991 гг. являются данные по содержанию различных форм ^{90}Sr и ^{144}Ce в почвах [3, 4]. В 1990 г. резко снизилось содержание ^{90}Sr , вытесняемого 6 н HCl . Содержание доступных форм ^{90}Sr в 1990 г. (суммарно извлекаемого водной, ацетатно-аммонийной и 1 н HCl вытяжками) в «ближней» зоне составляло 84,9–97,6%, а в «дальней» – 53,5–81,1%. При этом в зоне аэрозольных выпадений конденсационного типа количество ^{90}Sr , извлекаемого после озоления образцов кипячением с 6 н HCl , максимально и составляет от 18,9 до 46,5%. Данные по ^{144}Ce показывают, что в «ближней» зоне произошло практически полное разрушение топливных частиц, в результате чего 1 н HCl вытесняется 77,6–90,1% от суммарного количества радионуклида в почве. В «дальней» зоне уже произошло частичное закрепление радионуклида и в вышеуказанную вытяжку переходит 37,6–61,8%. При этом значительная часть ^{144}Ce прочно фиксирована: с 6 н HCl в вытяжку переходит 36,7–53,7%.

Поведение ^{90}Sr в почвах характеризуется рядом особенностей, обусловленных характеристиками выпадений (таблица 5.5). В результате выщелачивания ^{90}Sr из топливных частиц содержание его в почве в доступных формах в первые 5 лет после аварии возрастало, а начиная с 1990 г. можно говорить о стабилизации содержания различных форм радионуклида в дерново-подзолистой почве. Для «дальней» зоны эти закономерности проявляются в значительно меньшей степени.

Таблица 5.5. Динамика содержания форм ^{90}Sr в дерново-подзолистой почве

Год	2–12 км от ЧАЭС (зона топливных выпадений)					15–35 км от ЧАЭС (зона конденсационных выпадений)				
	Реагенты									
	H_2O	1 н AcNH_4	1 н HCl	6 н HCl	Оста-ток	H_2O	1 н AcNH_4	1 н HCl	6 н HCl	Оста-ток
1987	1,1	5,5	8,4	35,5	49,5	2,0	24,6	20,0	43,4	10,0
1988	1,2	23,4	12,8	22,1	40,5	2,4	31,5	16,3	41,9	7,9
1989	2,0	38,4	13,9	20,9	24,8	2,7	43,8	15,3	27,9	10,3
1990	2,1	42,5	20,6	13,0	21,8	2,5	40,4	18,1	26,5	7,5
1991	2,2	38,9	19,7	27,3	11,9	2,7	40,2	26,4	22,5	8,2
1992	2,9	51,4	20,1	17,7	7,9	2,5	59,7	21,8	11,7	4,3

Характерной особенностью форм нахождения ^{90}Sr в почвах в зоне преобладания топливных выпадений является высокое содержание необменных форм по сравнению с глобальными выпадениями [17]. Наиболее четко эта зависимость проявлялась в первые годы после выпадений. Нами получены данные для северного следа выпадений. В статье Коноплева А.В. с соавторами [21] приведены данные для различных территорий следа, которые выявили значительно более широкий разброс значений, в частности, содержание обменного ^{90}Sr варьировало от 4,7 до 31%. Примерно через 3–5 лет

различия между содержанием форм ^{90}Sr в почвах в зонах с разным характером выпадений практически сглаживаются.

5.1.2. Закономерности поведения радионуклидов в системе почва-растение

Ключевыми факторами, влияющими на поведение радионуклидов в системе почва-растение, являются формы радиоактивных выпадений и свойства почв. В первый период после аварии значительное влияние оказывает также процесс поступления радионуклидов из дернины, где они находятся в наиболее доступном для усвоения растениями состоянии.

Влияние характеристик выпадений. В 1986 г. содержание ^{137}Cs в растениях было примерно в 1,5 раза выше на участках, расположенных в «дальней» зоне [33]. Это могло быть обусловлено более высоким содержанием радионуклидов в крупнодисперсной фракции выпадений и, как следствие, более низкой степенью задерживания надземной фитомассой аэрозольных выпадений, осевших на участках вблизи реактора. На 2-й год после аварии содержание ^{137}Cs в растениях резко снизилось (в 3,2–5,5 раза), так как преобладающим путем поступления ^{137}Cs стало корневое усвоение. С 1987 по 1995 гг. коэффициенты перехода ^{137}Cs продолжали снижаться, однако менее интенсивно (в среднем в 1,4–6,8 раза). Снижение КП ^{137}Cs в растения как для автоморфных, так и для гидроморфных почв было более резко выраженным для «дальней» зоны (таблица 5.6).

В зоне преобладания топливной компоненты в 1988 г. отмечалось увеличение в 1,2–1,5 раза содержания ^{137}Cs в травостое по сравнению с 1987 г., что можно объяснить выщелачиванием радионуклида из топливной матрицы. Накопление ^{137}Cs в травостое «ближней» зоны было в 1,2–4,3 раза выше, чем в «дальней» зоне в течение всех лет исследования.

Таблица 5.6. Динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs в травостой, (Бк/кг)/(кБк/м²)

Параметры	Группы почв				
	Автоморфные		Гидроморфные		
	дерново-подзолистые, дерновые		дерново-глеевые, оторфованные, дерново-подзолистые оглеенные		торфяно-болотные
Расстояние от ЧАЭС, км	2–15	15–50	2–15	15–50	15–50
1	2	3	4	5	6
1986 (1–10 августа)					
Mean	13,4	19,7	14,5	22,6	–
SD	9,5	16,4	3,5	12,0	–
min-max	4,3–28,0	5,0–44,0	12,0–17,0	10,0–37,0	–
1987					
Mean	4,2	3,6	4,5	6,1	13,3
SD	1,8	1,2	–	5,9	8,8
min-max	2,0–6,0	1,0–11,0	–	1,0–18,0	7,0–19,5
1988					
Mean	6,5	1,5	5,4	4,6	9,0

Окончание таблицы 5.6					
1	2	3	4	5	6
SD	3,8	0,7	4,4	1,8	8,7
min-max	1,2–9,0	0,7–2,0	0,4–11,0	1,0–16,0	0,5–28,0
1989					
Mean	4,0	1,2	3,4	3,8	4,5
SD	2,5	0,7	0,6	1,5	1,6
min-max	1,0–8,0	0,4–2,4	3,0–4,0	1,0–11,0	3,5–6,8
1990					
Mean	3,8	1,5	4,4	1,8	2,2
SD	2,9	0,7	3,1	0,4	0,4
min-max	1,3–8,4	0,5–2,7	2,6–7,9	1,1–3,2	1,8–2,8
1991					
Mean	2,2	1,4	3,9	1,6	–
SD	1,0	0,6	–	0,6	–
min-max	1,1–3,6	0,8–2,7	–	1,0–2,1	–
1992					
Mean	3,0	1,3	2,8	0,9	6,6
SD	0,8	1,6	2,1	0,3	4,1
min-max	2,0–4,3	0,4–5,2	0,6–5,4	0,5–1,2	2,0–10,8
1995					
Mean	1,8	1,2	2,6	1,6	10,6
SD	1,2	0,9	1,7	0,5	6,2
min-max	1,1–3,9	0,5–2,6	1,1–4,8	0,6–2,5	4,5–16,1

SD – стандартное отклонение

Влияние свойств почв. Свойства почв являются одним из важнейших факторов, определяющих поведение радионуклидов [24]. Свойства почв оказывают значительное влияние как на прочность сорбции и фиксации радионуклидов, так и на скорость протекания этих процессов и доступность для растений.

Начиная с 1989–1990 гг. значительное варьирование (до 20 раз) КП ^{137}Cs в растения в пределах одной зоны («ближней» или «дальней») обусловлено преимущественно различиями в свойствах почв. Накопление ^{137}Cs травостоем из дерново-подзолистых почв в 1,2–3,2 раза ниже, чем из дерново-глеевых и дерново-глеевых оторфованных. Максимальные КП ^{137}Cs в растения отмечены для торфяно-болотных почв (в 1,5–6,0 раз выше, чем для почв автоморфного ряда).

В зоне выпадения растворимых аэрозолей средний период полуснижения перехода ^{137}Cs в растения за весь период наблюдений составляет 3,8–10,1 года. Во время второго, более медленного этапа снижения доступности ^{137}Cs для растений, период полуснижения варьирует от 3,7–28,9 лет (без учета радиоактивного распада). Для зоны аэрозольных выпадений конденсационного типа второй период полуснижения содержания ^{137}Cs в травостое выше в 4,6–6,9 раз, чем для зоны топливных выпадений (таблица 5.7).

Таблица 5.7. Периоды полуснижения содержания ^{137}Cs в травостое

Период полуснижения, лет	Автоморфные		Гидроморфные		
	дерново-подзолистые, дерновые		дерново-глеевые оторфованные, дерново-подзолистые оглеенные		торфяно-болотные
Расстояние от ЧАЭС, км	2–15 км	15–50 км	2–15 км	15–50 км	15–50 км
Средний	3,8	5,0	10,1	4,1	7,9
1-й	6,5	3,0	1,3	5,3	1,3
2-й	3,7	17,0	4,2	28,9	–

Влияние дернины. В первые три года после выпадений различия в динамике содержания радионуклида в травостое на разных типах почв были незначительными, что связано с поступлением части ^{137}Cs из дернины [13, 19, 28]. Влияние базального пути поступления ^{137}Cs было подтверждено экспериментальными данными по перераспределению радионуклида в почве, дернине и травостое (таблица 5.8).

Таблица 5.8. Перераспределение ^{137}Cs в системе почва-дернина на суходольном лугу, %

Глубина, см	Дата отбора проб			
	август, 1986	1987	1988	1990
Дернина				
0–4 (5)	44,15	24,39	11,87	6,63
Почва				
0–2	54,92	75,49	69,35	73,69
2–5	0,42	0,11	16,53	15,99
5–10	0,51	0,01	2,25	3,69

Период полуснижения содержания ^{137}Cs в дернине составляет 1,5 года, что хорошо согласуется с данными по скорости минерализации дернины – 3 года. Оценки, сделанные на основании модельных расчетов, показали, что в результате разложения дернины ее вклад в накопление ^{137}Cs растительностью резко снижается и составляет на 5-й год после выпадений 6% для автоморфных и 11% для гидроморфных почв [25].

Таким образом, поведение ^{137}Cs в системе почва-растение в рассматриваемый период определялось следующими процессами: поступлением выпадений в различной физико-химической форме на надземную фитомассу и дернину; деструкцией топливных частиц; поступлением ^{137}Cs из дернины в корнеобитаемую зону почвы; перераспределением его между фракциями почвы; поступлением радионуклида из дернины и почвы в растительность. Эти процессы протекали с различной скоростью, и не все они в одинаковой степени определяли поступление ^{137}Cs в растения.

В целом в зоне Чернобыльской аварии по истечению примерно 5 лет происходит стабилизация в накоплении ^{137}Cs из почвы в растениях. При этом биологическая доступность ^{137}Cs чернобыльских выпадений близка к результатам наблюдений по глобальным выпадениям и данным модельных опытов [6, 14, 15].

Поступление радионуклидов из почвы в растения определяется множеством факторов, что затрудняет выявление механизмов этого процесса

и определение показателей, которые адекватно их описывают. Вопрос о том, насколько формы нахождения радионуклидов отражают их реальную биологическую подвижность является в настоящий момент дискуссионным. Анализ экспериментальных данных по накоплению радионуклидов в растениях и содержанием их форм в почве, как правило, не позволяет получить корреляционные зависимости. Использование методов статистики позволило выявить корреляцию между трендовыми значениями сравниваемых величин, однако было показано, что взаимосвязь эта носит сложный характер и требует применения математических моделей для анализа этих процессов [25].

Сравнение данных по поступлению радионуклидов в растения и содержанию обменной формы ^{137}Cs показывает, что для зон с преобладанием в выпадениях парогововой фракции, динамика этих показателей подчиняется сходным закономерностям. Для «ближней» зоны эти закономерности не наблюдаются. Выявленные закономерности можно оценить количественно на основе использования нелинейного регрессионного анализа. Динамика КП ^{137}Cs в растения может быть описана на основании уравнения 5.3, аналогичного тому, которое использовали при описании динамики обменных форм:

$$КП = a + b \cdot e^{-ct}. \quad (5.3)$$

Сравнивая параметры регрессионной модели, полученные при обработке обеих числовых последовательностей (коэффициентов перехода в зависимости от времени и содержания обменной формы в зависимости от времени, нормированных на максимальные значения), следует отметить, что они достаточно близки. Для оценки близости этих числовых последовательностей был применен критерий Тейла. Величина критерия Тейла (варьирующего в диапазоне от 0 до 1) составляет для песчаных почв 0,12 и для торфяных – 0,16, что позволяет сделать вывод о наличии общих закономерностей динамики коэффициентов перехода и содержания обменной формы ^{137}Cs в почве (таблица 5.9).

Таблица 5.9. Характеристика регрессионных зависимостей вида $y = a + b \cdot e^{-ct}$, полученных для нормированных на максимальное значение КП и содержания обменных форм ^{137}Cs в почве

Статистические параметры		Зависимость КП от времени	Зависимость содержания в почве обменной формы ^{137}Cs от времени
Параметры модели	a	0,25	0,50
	b	1,45	0,86
	c	0,63	0,54
Сумма квадратичных отклонений	модель ошибка	1,84 0,053	2,46 0,0021

Полученные данные подтверждают тот факт, что радионуклиды, находящиеся в почве в обменной форме, в основном определяют их биологическую доступность.

Специфика поведения ^{90}Sr в почвах, обусловленная свойствами выпадений, определила и особенности динамики накопления ^{90}Sr в растениях.

В первый период после выпадений загрязнение травостоя было обусловлено аэральным загрязнением.

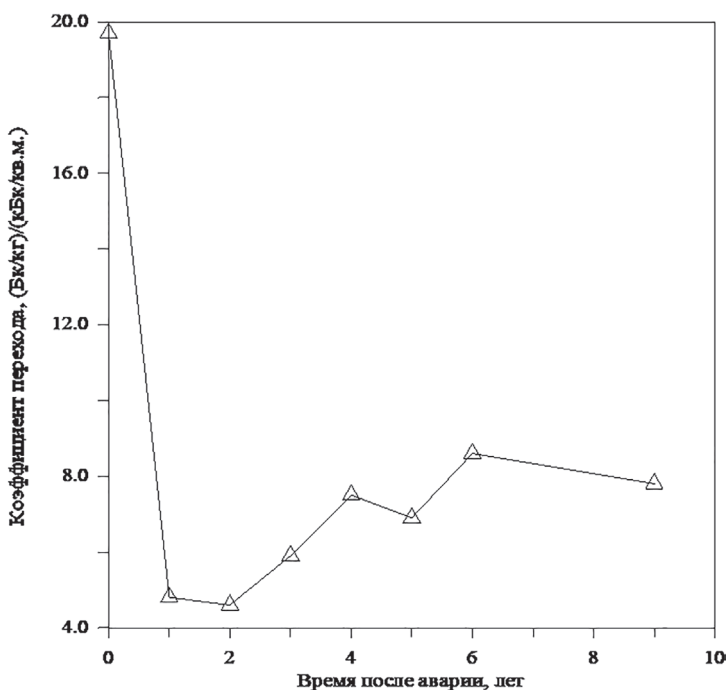


Рисунок 5.1. Динамика коэффициентов перехода ^{90}Sr из дерново-подзолистой почвы в травостой суходольных лугов в 30-км зоне северного следа аварийного выброса ЧАЭС

В 1987 г. содержание ^{90}Sr в травостое снизилось в 4 раза, но загрязнение дернины оказывало влияние на поступление радионуклида, что обусловило достаточно высокие уровни загрязнения. В процессе выщелачивания ^{90}Sr из топливной матрицы происходит высвобождение его в доступной для усвоения растениями форме, в результате наблюдалось увеличение КП радионуклида в течение первых 5–6 лет после аварии, а в последующем — стабилизация биологической доступности (рисунок 5.1). В настоящее время КП ^{90}Sr близки значениям, которые были отмечены для региона Полесий в период глобальных выпадений.

Различия в поведении ^{90}Sr и ^{137}Cs , связанные с особенностями характеристик выпадений в «ближней» и «дальней» зонах, выявлены рядом исследователей [5, 7, 10]. Увеличение накопления ^{90}Sr обнаружено не только для естественных травостоев, но и для сельскохозяйственных культур [35]. Отмечено, что примерно через 5 лет прекращается увеличение поступления ^{90}Sr в растения, что хорошо согласуется с оценками характерного времени процесса выщелачивания топливных частиц выпадений для северного следа — 1,3–4,9 года.

5.2. Моделирование поведения ^{137}Cs в почвах и системе почва-растение в «ближней» зоне аварии на Чернобыльской АЭС

На основе анализа полученной экспериментальной информации разработана динамическая модель, описывающая изменение биологической доступности ^{137}Cs в почве [2, 22, 25]. Присутствие в почве топливных частиц обуславливает одновременное протекание двух процессов: с одной стороны – это увеличение количества ^{137}Cs , доступного для поглощения растениями при деструкции частиц, и, с другой – уменьшение подвижности этого радионуклида вследствие его фиксации почвой. На динамику биологической доступности ^{137}Cs оказывают существенное влияние и свойства почвы.

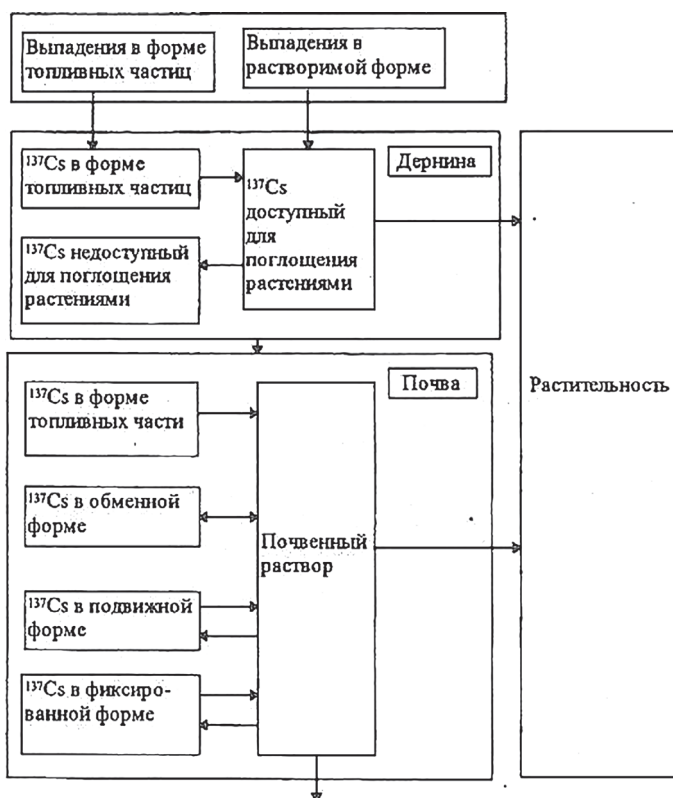


Рисунок 5.2. Концептуальная схема модели, использованной для анализа факторов, определяющих биологическую доступность ^{137}Cs в почвах луговых экосистем

Наличие большого числа процессов и факторов, определяющих биологическую доступность ^{137}Cs в этих условиях, не дает возможности непосредственно использовать экспериментальные данные для прогнозирования поведения ^{137}Cs в зонах с «топливным» или «комбинированным» типами выпадений, что приводит к необходимости использования математических моделей, описывающих изменение биологической доступности

^{137}Cs . Используемая в настоящей работе математическая модель, подробно описана в работе [16]. Модель учитывает следующие процессы: поступление выпадений в форме топливных частиц и легкорастворимых аэрозолей; деструкцию топливных частиц в дернине и почве; разложение дернины и поступление ^{137}Cs в корневую зону почвы; перераспределение ^{137}Cs между различными фракциями почвы и дернины; поступление радионуклидов из дернины и корневой зоны почвы в растительность; выщелачивание радионуклидов из корневой зоны почвы (рисунок 5.2). Поскольку имеющиеся в литературе данные о характеристиках и устойчивости топливных частиц в окружающей среде носят ограниченный характер, то последние рассматривались в модели в агрегированном виде (как один компартмент), а для оценки скорости их деструкции и выщелачивания из них ^{137}Cs использовались средние оценки скорости этих процессов.

Для оценки параметров модели были использованы представленные выше данные. Сопоставление результатов расчетов с экспериментальными данными позволило сделать вывод, что разработанная модель достаточно хорошо описывает основные процессы, определяющие изменение биологической доступности ^{137}Cs в почве в зонах с различным составом выпадений, и может быть успешно использована для исследования биологической доступности ^{137}Cs в почве и поступления этого радионуклида в растения. Эту модель использовали для исследования влияния топливных частиц на поведение ^{137}Cs в почвах «ближней» зоны ЧАЭС и анализа факторов, определяющих биологическую доступность радионуклида.

5.2.1. Оценка характеристик топливных частиц в почвах «ближней» зоны ЧАЭС

Качественный анализ экспериментальных данных по снижению коэффициентов перехода (КП) ^{137}Cs в растительность в «ближней» подзоне ЧАЭС показывает, что это уменьшение как на автоморфных, так и на гидроморфных почвах носит нерегулярный характер, что объясняется наличием в этой подзоне топливных частиц в составе выпадений. Рассчитанные на основе модели значения КП хорошо соответствуют трендовым значениям их изменения, хотя и отличаются от реальных значений в отдельных точках на 30–40%. Основной причиной этого может являться упрощенное представление о характеристиках топливных частиц в почвах 50-км зоны ЧАЭС.

Вследствие отсутствия экспериментальных данных о выщелачивании радионуклидов из частиц различного типа при разработке и параметризации модели топливная составляющая выпадений была представлена одним компартментом. При этом в качестве характеристики скорости выщелачивания ^{137}Cs из топливных частиц использовали один параметр (константу скорости выщелачивания – k_p), отражающей интегральное поступление ^{137}Cs в почву в форме, доступной для корневого поглощения, из топливных частиц всех типов. В действительности состав выпадений в «ближней» подзоне носит сложный, гетерогенный характер, включая топливные частицы разной дисперсности, а также вторичные аэрозоли, образовавшиеся в результате конденсации радионуклидов на матрице различного химического

состава (топливные частицы, графит, конструкционные материалы и т. д.). С целью учета этого обстоятельства для оценки устойчивости в почве топливных частиц представленная в работе [16] модель была модифицирована на основе использования следующих двух предположений: 1) радиоактивные выпадения, кроме водорастворимой формы радионуклидов, представлены тремя типами частиц различного происхождения; 2) каждый тип частиц характеризуется определенной скоростью выщелачивания радионуклидов и периодом задержки их выщелачивания.

С учетом этих предположений выщелачивание ^{137}Cs из топливных частиц различного типа было записано в следующем виде:

$$\frac{dQ_p}{dt} = -\sum_{i=1}^3 \delta_i k_i \tau(t_i) Q_p \quad (5.4)$$

где $\tau(t_i) = 0$, если $0 \leq t \leq t_i$ и $\tau(t_i) = 1$, если $t \geq t_i$. Q_p представляет общее количество ^{137}Cs в составе компартмента «топливные частицы», δ_i – доля частиц каждого типа, k_i – константа скорости выщелачивания для типа частиц.

Таким образом, учитывая достаточно хорошее совпадение расчетных и экспериментальных данных, разработанную модель использовали для решения обратной задачи, то есть нахождения характеристик топливных частиц. При этом в качестве исходной информации рассматривали экспериментальные данные о динамике содержания ^{137}Cs в различных формах в почве и содержании этого радионуклида в растениях, представленные в работах [11, 12, 23].

Параметры выщелачивания ^{137}Cs из топливных частиц (δ_i , k_i и t_i) в почвах определяли с помощью метода покоординатного спуска на основе экспериментальных данных (содержания ^{137}Cs в растительности), полученных в «ближней» подзоне. Значения этих параметров, представленные в таблице 5.10, показывают, что в почвах «ближней» подзоны можно идентифицировать три типа топливных частиц, причем их характеристики для обоих рассматриваемых типов почв практически одинаковы.

Таблица 5.10. Параметры модели выщелачивания ^{137}Cs из топливных частиц

Параметры модели	Вторичные аэрозоли	Неустойчивые топливные частицы	Устойчивые топливные частицы
Автоморфные почвы			
δ_i	0,38	0,42	0,2
$k_i, \text{сут}^{-1}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$
$t_i, \text{сут}$	0	360	1100
Гидроморфные почвы			
δ_i	0,33	0,31	0,36
$k_i, \text{сут}^{-1}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$
$t_i, \text{сут}$	0	360	1100

К частицам первого типа, характеризующимся отсутствием задержки до начала выщелачивания радионуклидов, можно отнести вторичные аэрозоли с поверхностным типом распределения активности. Переход радионуклидов в почву из частиц второго и третьего типов происходит с некоторой временной задержкой. Эти частицы могут представлять фрагменты

реакторного топлива с разной степенью отжига и, как следствие, различной устойчивостью к действию природных экстрагентов. Следует отметить, что при проведении расчетов с использованием данных таблицы во всех случаях отмечается высокая степень совпадения расчетных и экспериментальных данных (рисунок 5.3), причем не только в смысле трендовых значений, но и в каждой точке. Максимальное отклонение наблюдаемых и расчетных значений не превышает 15%, что косвенно подтверждает предположения, использованные при совершенствовании модели.

Полученные результаты не только позволяют сделать вывод, что в состав топливной компоненты выпадений входят частицы, отличающиеся по своим свойствам, но и дают возможность оценить вклад каждого из типов частиц в топливную составляющую выпадений на экспериментальных полигонах.

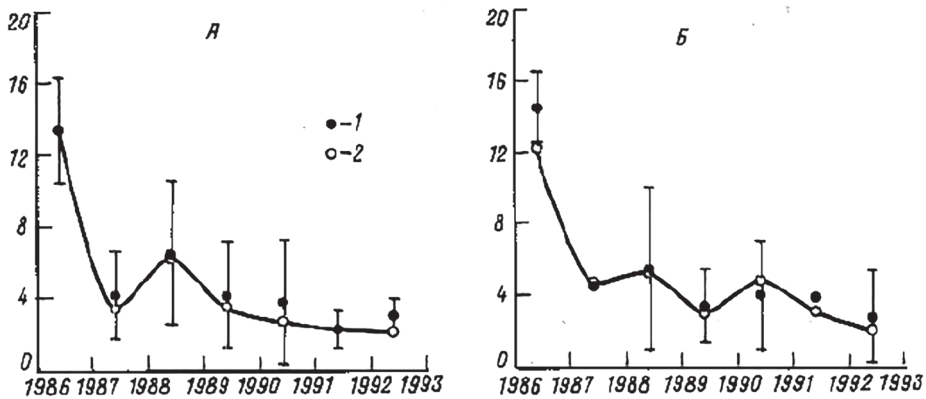


Рисунок 5.3. Динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs в луговую растительность на автоморфных (А) и гидроморфных (Б) почвах «ближней» подзоны 50-км зоны ЧАЭС (1 – экспериментальные данные, 2 – расчет с использованием модифицированной модели). По осям абсцисс – годы; по осям ординат – коэффициенты перехода (Бк/кг)/(кБк/м²)

5.2.2. Анализ факторов, определяющих динамику биологической доступности ^{137}Cs в почвах луговых экосистем

Сравнение экспериментальных данных с расчетными показывает, что модель позволяет не только качественно, но и количественно оценить закономерности поведения ^{137}Cs в почве и системе почва-растение. Разработанную модель можно использовать для оценки значимости факторов (свойств выпадений, характеристик дернины и почвы), определяющих биологическую доступность ^{137}Cs в луговых экосистемах.

Характеристики выпадений. Свойства выпадений оказывают существенное влияние на поведение радионуклидов в почве и, как следствие, на их биологическую доступность. На рисунке 5.4 показана динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs в луговую растительность в зависимости от доли топливной компоненты в составе выпадений для автоморфных и гидроморфных почв. В 1986 г. поступление ^{137}Cs в растительность снижалось с увеличением доли топливной компоненты в составе выпадений, что обусловлено

недоступностью радионуклидов, находящихся в составе топливных частиц, для корневого усвоения. В дальнейшем в результате деструкции топливных частиц и выщелачивания из них ^{137}Cs характер этой зависимости изменялся. На 3-й год после выпадений поступление ^{137}Cs в растения в зонах с преимущественно топливным типом выпадений могло существенно превышать поступление ^{137}Cs в растения в «дальней» подзоне ЧАЭС вследствие выщелачивания этого радионуклида из частиц ядерного топлива и перехода его в доступную для корневого поглощения форму.

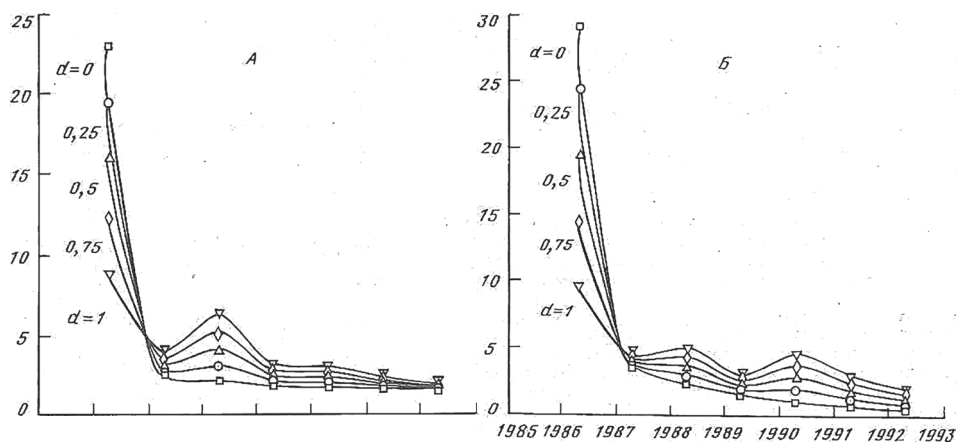


Рисунок 5.4. Изменение коэффициентов перехода ^{137}Cs в луговую растительность на автоморфных (А) и гидроморфных (Б) почвах в зависимости от доли топливной компоненты в составе выпадений (d). По осям абсцисс – годы; по осям ординат – коэффициенты перехода (Бк/кг)/(кБк/м²)

Присутствие в выпадениях топливных частиц может приводить к значительной неоднородности в снижении доступности радионуклидов для корневого поглощения. Следует также отметить, что этот эффект в большей степени выражен для автоморфных почв, характеризующихся более низкой сорбционной способностью, и зависит от доли фракций частиц в выпадениях, устойчивых к деструкции в окружающей среде. По истечении 5–7 лет после аварии биологическая доступность ^{137}Cs для зон с различными характеристиками выпадений становилась довольно близкой вследствие деструкции топливных частиц и сорбции ^{137}Cs в почве.

Свойства почвы. Для оценки влияния свойств почвы на динамику биологической доступности ^{137}Cs были проведены расчеты, показывающие изменение коэффициентов перехода этого радионуклида в растения на автоморфных и гидроморфных почвах в случае выпадений в газоаэрозольной, легкодоступной форме (рисунок 5.5). Результаты этих расчетов показали, что в первые несколько лет после выпадений различия в динамике снижения содержания ^{137}Cs в растительности на различных типах почв являются незначительными, что связано с поступлением радионуклидов из дернины. Периоды полуснижения содержания ^{137}Cs в растениях с 1987 по 1989 г. составили 5,1 года для автоморфных почв и 1,8 года для гидроморфных почв. Начиная с 4-го года после выпадений, содержание ^{137}Cs в растительности

на гидроморфных почвах снижается более интенсивно; периоды полуснижения для временного интервала с 4 до 20 лет после аварии на ЧАЭС составят 29 лет и 4,2 года для автоморфных и гидроморфных почв, соответственно. Таким образом, влияние свойств почв на биологическую доступность ^{137}Cs по истечении 2–4 лет после выпадений становится значимым, а различия в накоплении этого радионуклида луговой растительностью могут достигать 5–12 раз в зависимости от характеристик почв.

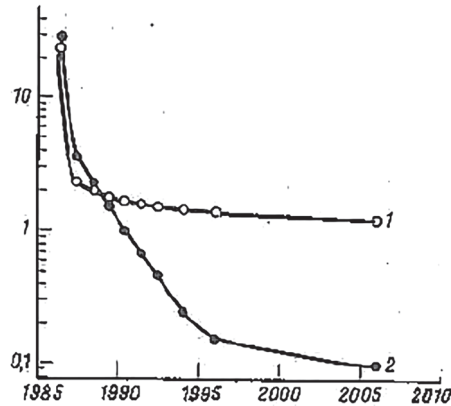


Рисунок 5.5. Динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs в луговую растительность на автоморфных (1) и гидроморфных (2) почвах для случая радиоактивных выпадений в водорастворимой форме. По оси абсцисс – годы; по оси ординат – вклад в поглощение ^{137}Cs растительностью, %

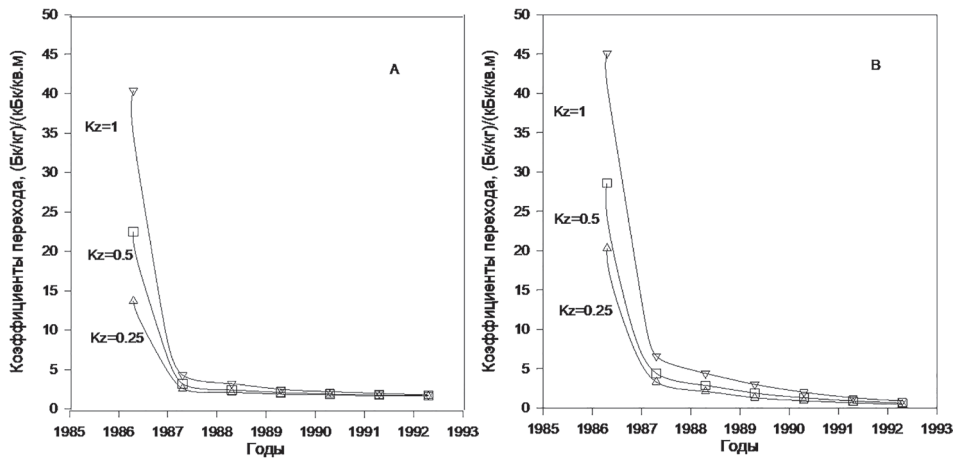


Рисунок 5.6. Изменение со временем коэффициентов перехода ^{137}Cs в луговую растительность на гидроморфных (А) и автоморфных (Б) почвах дальней подзоны 50-км зоны ЧАЭС для различных значений коэффициента задернованности (K_z)

Влияние дернины. Динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs в луговую растительность «дальней» подзоны 50-километровой зоны ЧАЭС для различных значений коэффициента задернованности (K_z), а изменение вклада дернины в накопление растениями ^{137}Cs со временем также приведена на ри-

сунке 5.6. Представленные результаты позволяют заключить, что в первый период после выпадений коэффициент перехода ^{137}Cs в растения в зависимости от коэффициента задренованности изменяется в 4–8 раз для автоморфных почв и в 6–10 раз для гидроморфных. В то же время в результате разложения дернины ее вклад в накопление ^{137}Cs растительностью резко снижается и достигает на 5-й год после выпадений 6% для автоморфных и 11% для гидроморфных почв.

Полученные результаты показывают, что тип выпадений, а также характеристики дернины и почвы являются основными факторами, определяющими динамику биологической доступности ^{137}Cs в почве. Так, в первый год после радиоактивных выпадений поступление ^{137}Cs в луговую растительность из системы дернина-почва в зонах с газоаэрозольным типом выпадений превышает поступление этого радионуклида в растительность в зонах с выпадениями в виде топливных частиц в 4–5 раз. На 2–3-й годы может отмечаться обратная зависимость: превышение биологической доступности ^{137}Cs в зонах с топливным типом выпадений в 3–5 раз по сравнению с зонами, характеризующимися отсутствием топливных частиц. Наличие в составе выпадений частиц, устойчивых к воздействию природных экстратентов, может приводить к значительному увеличению поступления ^{137}Cs в растительность в периоды интенсивной деструкции топливных частиц.

В первый период после выпадений биологическая доступность ^{137}Cs в значительной степени зависит от его распределения между дерниной и почвой, то есть от степени задренованности поверхности. Так, в течение первого года поступление ^{137}Cs из дернины значительно (до 8 раз) превышает его поступление из почвы, в то время как на 5-й год после выпадений поступление из дернины не превышает 6% для автоморфных и 11% для гидроморфных почв. Влияние свойств почвы на биологическую доступность ^{137}Cs зависит от времени, прошедшего после выпадений. Интенсивность снижения поступления ^{137}Cs в растительность в зависимости от почвенных характеристик может различаться в 3–5 раз.

В целом изменение биологической доступности ^{137}Cs в почве зависит от значительного числа процессов и факторов. Их роль и вклад в изменение биологической доступности радионуклидов в почве зависят от времени, прошедшего после выпадений, и могут значительно изменяться в первые годы после выпадений.

Литература

1. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Агрехимия ^{137}Cs и его накопление сельскохозяйственными растениями // Агрехимия. 1977. № 2. С. 129–142.
2. Анализ факторов, определяющих снижение доступности ^{137}Cs для включения в сельскохозяйственные пищевые цепочки / С.В. Фесенко [и др.] // Доклады Академии наук. 1995. Т. 343. № 5. С. 715–718.
3. Анисимов В.С. Влияние формы аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность ^{137}Cs в системе «почва-растение» в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС: дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 140 с.

4. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1991. № 9. С. 31–40.
5. Архипов А.Н. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в агроэкосистемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: автореф. на соиск. ученой степ. канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 26 с.
6. Бондарь П.Ф., Лощилов Н.А., Озорнов А.Г. Динамика относительной биологической доступности цезий-137 в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. научн. трудов. Киев, 1993. Вып. 3. С. 93–97.
7. Влияние различных факторов на скорость миграции Sr-90 и Cs-137 в зоне аварийного выброса ЧАЭС / Р.И. Погодин [и др.] // Миграция радионуклидов в природных средах: докл. 2-го всес. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Чернобыль, 1990. Т. 2. С. 116–130.
8. Гребенщикова Н.В., Самусев Н.И., Новак А.А. Поведение радионуклидов ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах Гомельской области // Тез. докл. 3 Всес. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1990. Т. 1. С. 18–19.
9. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах / Ю.А. Иванов [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии / под ред. Лощилова Н.А. Киев: УНИИСХР, 1992. Вып. 2. С. 43–56.
10. Иванов Ю.А. Радиоэкологическое обоснование долгосрочного прогнозирования радиационной обстановки на сельскохозяйственных угодьях в случае крупных ядерных аварий (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): автореф. на соиск. ученой степ. докт. биол. наук. Обнинск, 1997. 50 с.
11. Изменение биологической доступности ^{137}Cs в луговых экосистемах после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // Доклады Академии наук. 1996. Т. 347. № 6. С. 847–849.
12. Изменение биологической доступности ^{137}Cs после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // Почвоведение. 1995а. № 4. С. 508–513.
13. Корнеев Н.А., Мальшева М.Р. Роль базальной части многолетних злаковых растений в накоплении стронция // Теоретические и прикладные аспекты малых доз ионизирующей радиации: всес. симп. М., 1973. С. 128.
14. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н.Я. Глобальные выпадения ^{137}Cs и человек. М.: Атомиздат, 1974. 168 с.
15. Махонько К.П., Работнова Ф.А. Корневое и аэрозольное загрязнение ^{137}Cs травянистой растительности на территории СССР // Экология. 1984. № 6. С. 17–24.
16. Моделирование биологической доступности ^{137}Cs в почвах, подвергшихся загрязнению после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // Радиационная биология. Радиозология. 1996а. № 12. Т. 36. Вып. 4. С. 479–487.
17. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.
18. Перепелятников Г.П., Ильин М.И., Буковская В.С. Изучение форм содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в луговых зонах Чернобыльской АЭС // Проблемы сельскохозяйственной радиологии / под ред. Лощилова Н.А. Киев: УНИИСХР, 1991. С. 129–132.
19. Прогноз поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в луговую растительность из дернины / С.К. Фирсакова [и др.] // Агрехимия. 1983. № 3. С. 103–107.
20. Радиационные характеристики облученного ядерного топлива: справочник. М.: Энергоатомиздат, 1983. 384 с.
21. Распределение радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции, в системе «почва-вода» / А.В. Коноплев,

В.А. Борзилов, Ц.И. Бобовникова [и др.] // Метеорология и гидрология. 1988. № 12. С. 63–74.

22. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Н.И. Санжарова, А.А. Сысоева, Н.Н. Исамов (мл.) [и др.] // Российский химический журнал. 2005. Т. XLIX. № 3. С. 26–34.

23. Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Алексахин Р.М. Динамика биологической доступности ^{137}Cs в системе «почва-растение» после аварии на Чернобыльской АЭС // Доклады Академии Наук. 1994. Т. 338. № 4. С. 564–566.

24. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина и Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с.

25. Статистический анализ закономерностей поведения ^{137}Cs в почвах зоны аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // Почвоведение. 1996. № 4. С. 514–519.

26. Суркова Л.В., Погодин Р.И. Состояние и формы нахождения цезия-137 в почвах различных зон аварийного выброса ЧАЭС // Агрохимия. 1991. № 4. С. 84–86.

27. Сфера агропромышленного производства – радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и основные защитные мероприятия / Н.А. Корнеев [и др.] // Атомная энергия. 1988. Т. 65. Вып. 2. С. 129–134.

28. Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В. Поглощение ^{90}Sr и ^{137}Cs луговыми растениями из дернины // Доклады ВАСХНИЛ. 1980. № 3. С. 19–20.

29. Формы соединений цезия-137 в почве и его накопление в урожае сельскохозяйственных культур / П.М. Орлов [и др.] // Тез. докл. всес. радиобиол. съезда. Пушино, 1989. Т. 2. С. 291–292.

30. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / под ред. Ю.А. Израэля. Ленинград: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.

31. Экспериментальные исследования форм нахождения радионуклидов в почвах загрязненных районов Белоруссии / Е.П. Петряев [и др.] // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов: тез. докл. всес. совещ. Суздаль, 1989. С. 104.

32. Юдинцева Е. В., Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968. 472 с.

33. Changes in the forms of ^{137}Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident / N.I. Sanzharova, S.V. Fesenko, R.M. Alexakhin [et al.] // The Science of the Total Environment. 1994. № 154. Pp. 9–22.

34. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. TRS №472, ISSN 0074–1914. IAEA. Vienna, 2010. 331 p.

35. Long-Term Study on the Transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl-Contaminated Soils to Grain Crops / S.V. Krouglov [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 1997. V. 34, № 3. Pp. 267–286.

36. Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl Fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian Soils / Yu.A. Ivanov, N. Lewyckyj, S.E. Levchuk [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 1997. V. 35. № 1. Pp. 1–21.

ГЛАВА 6. МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗАХ

Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В.

Процессы миграции радионуклидов в лесных биогеоценозах имеют ряд специфических особенностей по сравнению с другими природно-растительными сообществами, обусловленных большей площадью надземной фитомассы, многолетним циклом развития растений, наличием лесной подстилки и т. д. [2, 16, 65, 84]. Исследование процессов миграции радионуклидов в лесных биогеоценозах позволяют понять особенности биогеохимического круговорота элементов по сравнению с другими природно-растительными комплексами; установить параметры миграции радионуклидов по цепочкам лесной экосистемы в зависимости от различных факторов; выделить звенья-аккумуляторы; смоделировать распределение радионуклидов в лесных насаждениях; спрогнозировать их содержание в основных компонентах лесных биогеоценозов, что является теоретической основой ведения лесного хозяйства на радиоактивно загрязненных территориях.

6.1. Миграция радионуклидов в лесных почвах

Искусственные радионуклиды, поступившие в окружающую среду в результате глобальных и аварийных выпадений, находятся в почве в ультрамикрoконцентрациях, входят в химические соединения изотопных и неизотопных носителей [54, 86]. Характер загрязнения лесных биоценозов зависит от источника загрязнения, характеристик выбросов и условий формирования радиоактивного следа. Во многих радиологических ситуациях отмечают высокую степень неравномерности радиоактивного загрязнения.

6.1.1. Неравномерность радиоактивного загрязнения лесных биогеоценозов

Исследования по оценке неравномерности радиоактивного загрязнения лесных биогеоценозов проведены рядом исследователей [11, 18, 26, 28, 36, 40, 90], в ходе которых был установлен широкий диапазон варьирования характеристик радиоактивного загрязнения лесных участков различной площади. Отмечено, что в пределах «подфакельного» пространства (на удалении <60 км от ЧАЭС) плотность радиоактивного загрязнения макроучастков описывается логнормальным распределением, а коэффициенты вариации превышают 60%. Загрязненные участки имеют мелкомозаичный, очаговый характер, не согласующийся с геоморфологическим строением местности. По мере удаления от источника выпадений распределение частот плотности загрязнения приближается к нормальному, характерному для глобальных выпадений [24, 79] с коэффициентом вариации радиационных характеристик <25%. На «дальнем» следе радиоактивных выпадений типичным

диапазоном коэффициента вариации плотности радиоактивного загрязнения в пределах лесного квартала является от 15 до 35%, а размах значений исследуемого показателя составляет от 1,5 до 4 раз (рисунок 6.1).

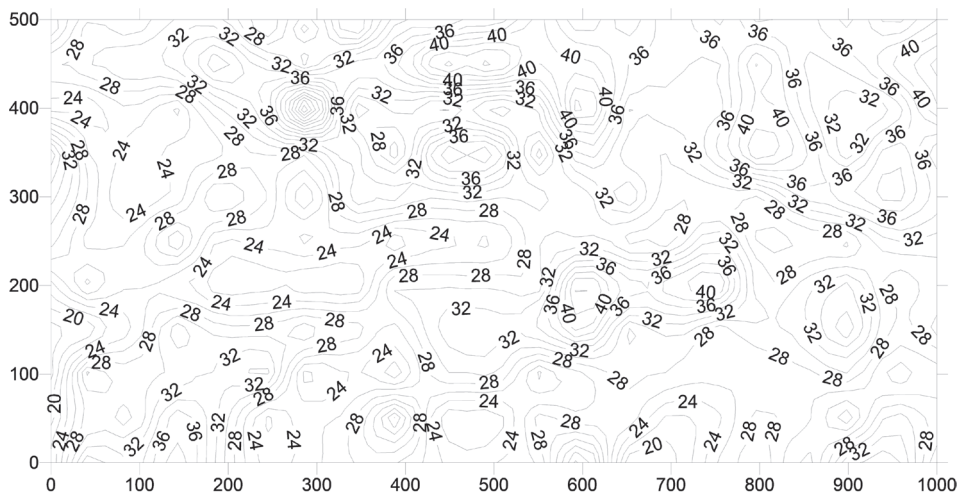


Рисунок 6.1. Распределение поверхностной активности ^{137}Cs в почве лесных кварталов [61]

Варьирование показателей радиоактивного загрязнения сохраняется и на микроуровне, при этом минимальная площадь лесного участка, в пределах которой поверхностная активность ^{137}Cs в почве изменяется менее чем на $18,5 \text{ kBк/м}^2$ ($0,5 \text{ Ки/км}^2$), составляет около 4 м^2 [36]. Важную роль играет состав насаждений: радиационные показатели возрастают по мере удаления от ствола к границе проекции кроны для мощных и плотных крон ели, что связано с их эффективным задерживанием аэральных выпадений с последующим поверхностным очищением, в то время как для ажурных крон березы данный эффект не зафиксирован [61, 90].

6.1.2. Особенности радиоактивного загрязнения лесной подстилки

Важная роль лесной подстилки как аккумулятора искусственных радионуклидов, поступивших с глобальными выпадениями, была отмечена в 60–70 гг. XX века. Показано [21, 44, 49, 95], что лесная подстилка сосновых биогеоценозов может содержать до 80% радионуклидов от их общего запаса в лесной экосистеме, а по мере возрастания доли лиственных пород в составе насаждения и условий увлажнения их удерживающая способность по отношению к радионуклидам снижается.

Одним из важных показателей, определяющим удерживающую способность лесных подстилок, является ее мощность [90]. При мощности 2 кг/м^2 через 18 лет после радиоактивных выпадений в ней остается ~10% ^{137}Cs и ~15% ^{90}Sr от общих запасов в почве и при повышении мощности до 13 кг/м^2 удерживающая способность лесной подстилки возрастает до 80% (рисунок 6.2) [61].

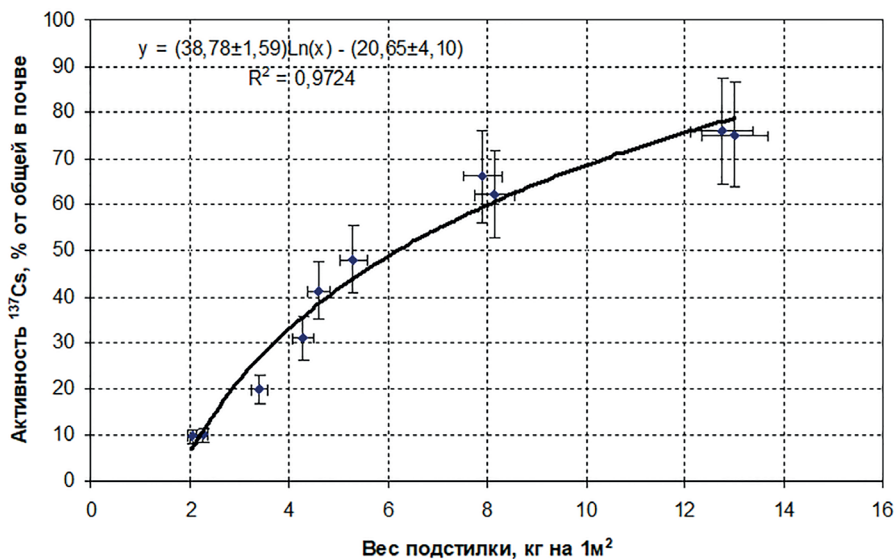


Рисунок 6.2. Изменение относительного запаса ^{137}Cs (%) в лесной подстилке в зависимости от изменения ее органической массы [61]

Существенную роль в удерживании радионуклидов лесной подстилкой играет состав насаждения и режим увлажнения почвы: при повышении доли лиственных пород при автоморфном-полугидроморфном и гидроморфном режимах увлажнения запас ^{137}Cs в этом горизонте снижается [34]. В зависимости от строения лесной подстилки наблюдаются различия в содержании ^{137}Cs между отдельными ее подгоризонтами [74]:

- для лесных подстилок деструктивного типа характерно накопление радионуклида только в опаде прошлых лет, а перемещение в более глубокие слои определяется интенсивностью процессов выщелачивания, разложения и утилизации опада. Как правило, в течение 5 лет после выпадений в данном горизонте активность не превышает 1%;

- ферментативные лесные подстилки характеризуются быстрым удалением ^{137}Cs из листового опада и его накоплением в ферментативном подгоризонте, при этом по истечении 7–8 лет запас радионуклида стабилизируется на уровне 30–40% от активности суммарного почвенного профиля (рисунок 6.3а);

- гумифицированные лесные подстилки способны аккумулировать до 80% ^{137}Cs и характеризуются наименьшим выносом радионуклида за их пределы, что обусловлено наличием гумифицированного подгоризонта, способного надолго аккумулировать ^{137}Cs за счет полифенолов и гуминовых кислот, обладающих высокой комплексообразующей способностью, а также микроорганизмов, способных вовлекать радионуклиды в биологический круговорот [114]. Следует отметить, что интенсивность распределения ^{137}Cs между опадом и ферментативными подгоризонтами сопоставима с таковой для ферментативных подстилок, однако в гумифицированном подгоризонте

запас радионуклида стабилизируется на постоянном уровне по истечении 7–8 лет с момента выпадений (рисунок 6.3б).

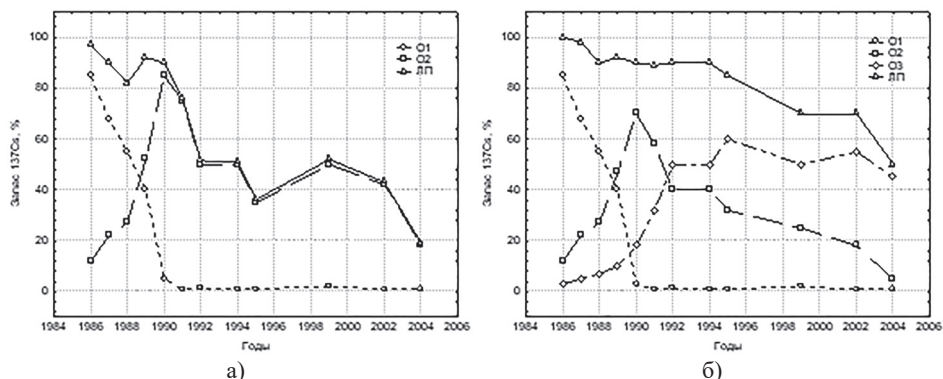


Рисунок 6.3. Динамика перераспределения ^{137}Cs в ферментативных (а) и гумифицированных (б) лесных подстилках в 30 километровой зоне ЧАЭС (O₁ – листовой слой; O₂ – ферментативный слой; O₃ – гумифицированный слой; ЛПИ – лесная подстилка в целом) [74]

Таким образом, в зависимости от строения лесной подстилки происходит снижение ее активности по мере утилизации опада (деструктивный тип) или выхода за пределы ферментативных или гумифицированных подгоризонтов. Интенсивность этих процессов существенно возрастает при повышении доли лиственных пород в составе насаждения и режима увлажнения. Так, с 1991 по 2001 гг. активность ^{137}Cs в лесной подстилке ельников и сосняков при полугидроморфном режиме увлажнения почвы снизилась ~1,5 раза, а черноольшанников при гидроморфном – до 4,0 раз [59]. Антропогенным фактором, способным существенно увеличить миграцию радионуклидов в минеральную часть почвы, могут стать лесные пожары, сопровождающиеся выгоранием ферментативного и гумифицированного подгоризонтов [71].

6.1.3. Распределение радионуклидов в минеральной части почвы

Нахождение радионуклидов в минеральной части почвы сопровождается перемещением в почвенном профиле с одновременным прохождением целого комплекса физико-химических процессов, выражающихся в их сорбции-десорбции почвенным поглощающим комплексом, образовании-разрушении коллоидных частиц и т. д. [37, 77]. Соответственно, если в начальный момент времени после поступления радионуклидов в почву их локализация сопряжена с тонким поверхностным слоем, то постепенно максимум концентрации будет сдвигаться вглубь почвы с постепенным «размывом» по краям, а обнаружение радиоактивного вещества, пусть и в очень малых количествах, будет происходить на все большей глубине [37]. Основными механизмами перемещения (миграции) радионуклидов являются конвективный влагоперенос (в миграционно-подвижных формах с инфильтраци-

онным потоком почвенной влаги в направлении внутрипочвенного стока) и диффузионный перенос свободных и адсорбированных ионов в направлении градиента концентрации. Из них первый механизм перемещения радионуклидов считается «быстрым», второй – «медленным», но именно последний определяет миграцию их основного количества. Определенную роль в этом процессе могут сыграть непосредственный перенос частиц радиоактивных выпадений почвенной влагой, миграция радионуклидов на коллоидных частицах (лессиваж), их перемещение по корневым системам растений (происходит увеличение концентрации в глубинных почвенных слоях за счет корневых выделений) [76], а также за счет роющей деятельности животных [81]. Существенное влияние на процесс перераспределения радионуклидов в почвах оказывают также погодные условия [55] и микробиота почвы [114].

Наиболее интенсивное перераспределение радионуклидов в лесных почвах происходило в первые годы после их поступления в лесной биогеоценоз (рисунок 6.4) [34, 61, 90]. Только за 1-й год после аварийных радиоактивных выпадений запас ^{137}Cs в лесной подстилке сосняков уменьшился до 65%, а в 0–5 см слое – увеличился до 30% от общего в почве. В дальнейшем процесс перераспределения начал замедляться и стабилизировался на постоянном уровне в 0–5 см слое, однако и спустя 14 лет после выпадений оставался достаточно интенсивным в 5–10 см слое почвы.

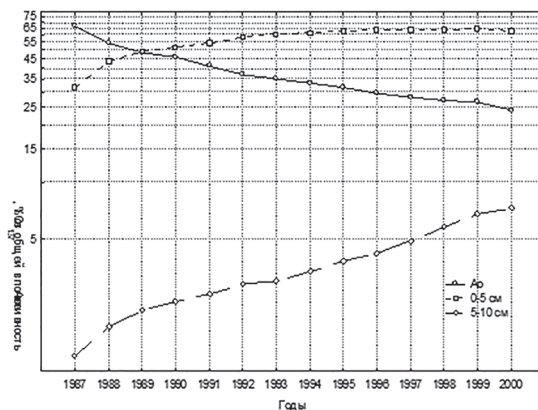


Рисунок 6.4. Динамика запаса ^{137}Cs в профиле почвы по 5-см слоям [61]

При различном режиме увлажнения почвы изменения в миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr хорошо различимы (рисунок 6.5) [59]. В подподстилочной части почвы запас ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвенных слоях экспоненциально снижался с глубиной, однако для одной и той же глубины различался в зависимости от режима увлажнения почвы, времени проведения исследований и видового состава насаждения. В насаждениях, произрастающих на почвах с полугидроморфным и гидроморфным режимами увлажнения, запас ^{137}Cs на глубинах <4 см ниже по сравнению с насаждениями на автоморфных почвах, а запас радионуклида за 10 лет снизился почти в 2 раза, что свидетельствует об интенсивном выносе ^{137}Cs из поверхностных слоев почвы.

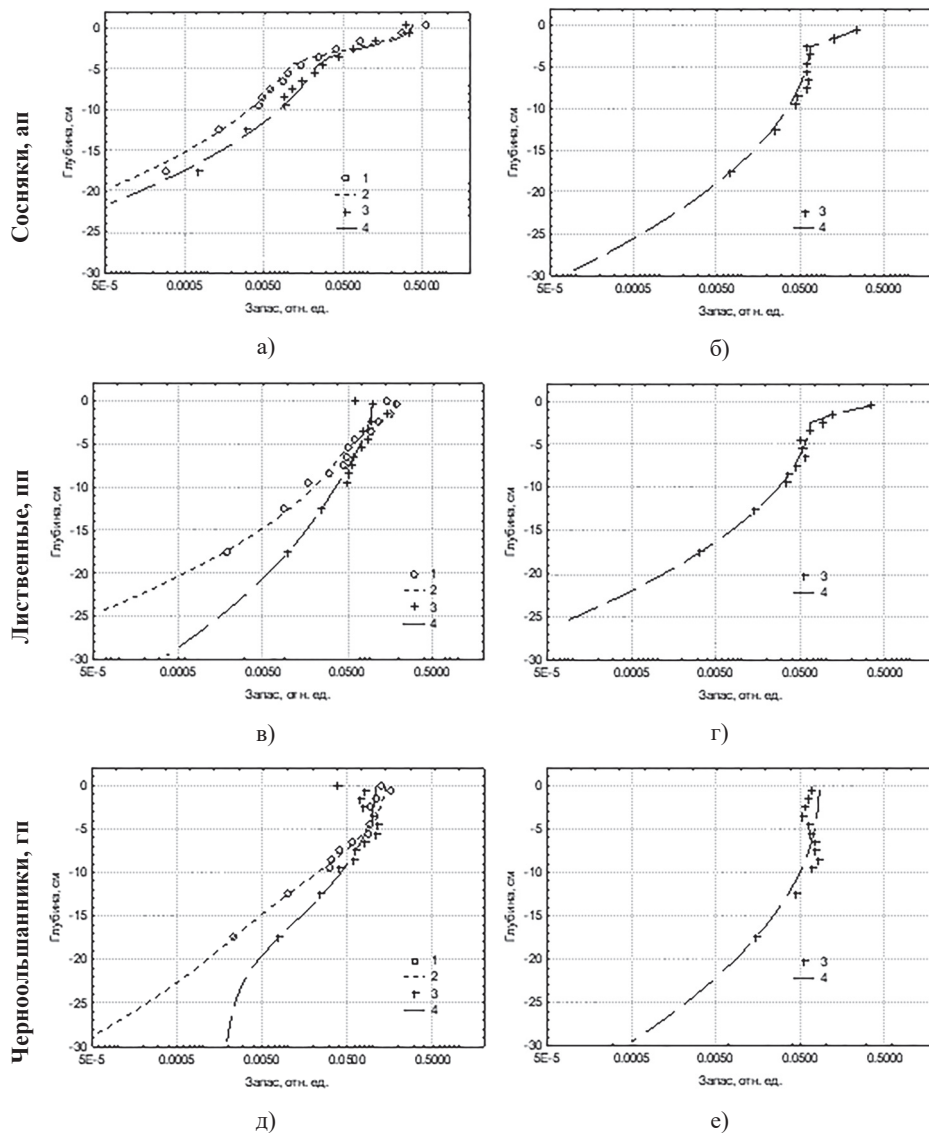


Рисунок 6.5. Фактические и расчетные значения запасов ^{137}Cs в вертикальном профиле почвы лесных насаждений с различным режимом увлажнения и видовым составом древесной растительности [59]

Примечание: почвы с автоморфным режимом увлажнения – ап, с полугидроморфным – пп, с гидроморфным – гп. 1 – фактические в 1991 г., 2 – расчетные в 1991 г., 3 – фактические в 2001 г., 4 – расчетные в 2001 г.

На глубине >5 см запас ^{137}Cs в одних и тех же почвенных слоях в течение времени наблюдений возрастал, однако на величину запаса оказывали влияние режим увлажнения и видовой состав насаждения. Так, в сосняках на почвах с автоморфным режимом увлажнения запас ^{137}Cs в слое 5–6 см составлял $\sim 1\%$ от общего в вертикальном профиле почвы через 5 лет после выпадений и $\sim 2,5\%$ через 15 лет, а на глубине 10–15 см – $< 0,1\%$ и $\sim 0,2\%$,

соответственно. В лиственных насаждениях при том же режиме увлажнения запас радионуклида в 5–6 см слое был существенно ниже – всего 0,5% через 5 лет после радиоактивных выпадений и <1% через 15 лет, а в слое 10–15 см исследуемый показатель остался практически неизменен ~0,05% (рисунок 6.5). При гидроморфном режиме увлажнения в почвенных слоях на глубине более 5 см запас ^{137}Cs почти на порядок больше по сравнению с автоморфным. Аналогичные данные, свидетельствующие о более высокой интенсивности миграции ^{137}Cs с увеличением влажности почвы, приведены в других работах [7, 22, 31, 41, 50, 53, 61], для ряда В2–В3–В4 [25, 30].

Для ^{90}Sr характерно более плавное (по сравнению с ^{137}Cs) снижение запаса в вертикальном профиле почвы: от ~15% в слое 0–1 см до 3–4% в слое 15–20 см с автоморфным режимом увлажнения почвы, а в черноольшаниках распределение радионуклида равномерно по всему исследованному профилю почвы, что позволяет утверждать о достаточно интенсивной миграции ^{90}Sr (рисунок 6.5).

Важно отметить, что режим увлажнения почвы в ряду гигротопов является одной из основных характеристик эдафических условий произрастания лесного насаждения и не подвергается резким изменениям на протяжении длительного времени при условии невмешательства человека. Однако в силу ряда обстоятельств лесные насаждения могут периодически затопливаться, что и приводит к существенному изменению уровней грунтовых вод (УГВ), содержанию влаги в верхних почвенных слоях, и, как следствие, распределению радионуклидов в вертикальном профиле почвы. Показано [47, 52] снижение запаса радионуклидов в лесной подстилке и верхнем 0–1-см слое почвы с повышением УГВ к поверхности почвы, обусловленное более быстрым разложением растительного опада и выносом радиоактивных веществ из верхних слоев почвы в глубинные [52]. Соответственно, установлено увеличение запаса ^{90}Sr и ^{137}Cs на глубине >5 см при повышении УГВ. Таким образом, распределение ^{137}Cs в вертикальном профиле почвы изменяется в соответствии с изменениями условий их увлажнения от свежих к сырым и мокрым гигротопам. В отдельных работах [46, 104] отмечено снижение интенсивности миграции ^{90}Sr в условиях повышенной влажности почвы.

К числу факторов, вызывающих изменение миграции радионуклидов в вертикальном профиле почвы, следует отнести и показатели плодородия лесных почв (их расположение на координатах трофической сетки). В ряде работ показано [22, 25, 30, 31, 52, 53, 61], что запас ^{137}Cs в одних и тех же почвенных слоях на глубине более 4 см снижается по мере увеличения плодородия почвы в ряду трюфотопов (А2–В2–С2 и А3–В3–С3) (рисунок 6.6), что может быть связано с увеличением доли глинистой и илистой фракций, гумуса в почвах при переходе от борových к сложным субборевым трюфотопам [63]. Данная закономерность может нарушаться при изменении породного состава насаждений: прослеживается более интенсивная миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr вглубь почвы в осиновом насаждении (ТУМ В4) по сравнению с сосновым (А4) [22]. Вероятно, легкоминерализуемый опад лиственных насаждений в условиях повышенного увлажнения почвы способствует в данных условиях и более интенсивной миграции.

В лесных почвах органогенного происхождения миграция радионуклидов имеет свои особенности, связанные как с их генезисом, так и с физико-химическими свойствами радионуклидов [100]. Перегноино-торфяные почвы низинных (евтрофных) болот характеризуются медленной миграцией ^{137}Cs в вертикальном профиле: ~90% радионуклида находилось в верхнем 0–5 см слое через 6 лет после аварии [32], что близко к аналогичному показателю для минеральных почв. Вероятной причиной этого явления является степень минерализации торфа и большая сорбционная емкость органической составляющей данного типа почв. Иной характер распределения ^{137}Cs отмечен на переувлажненных торфяно-болотных почвах верховых (олиготрофных) болот, для которых характерно более равномерное распределение радионуклида с глубиной по сравнению с прочими типами [9, 73, 83]. На верховых болотах к 2000-м гг. пик запаса переместился из верхнего 0–5 см слоя в более глубокий (5–8 см), чему могла способствовать слабая минерализация торфа, высокая влажность, малая сорбционная емкость и кислая реакция среды.

Данные по влиянию состава насаждения при равных эдафических условиях на миграцию радионуклидов в подподстилочной части почвы достаточно противоречивы. В ряде работ [36, 73, 90] в лиственных насаждениях отмечены более высокие (в 1,5–4,0 раза) удельные активности ^{137}Cs в почвенных слоях глубже 5 см относительно сосновых.

Противоположные результаты получены другими исследователями [30, 31, 50, 63, 86]. Ими наблюдались более высокие активности ^{137}Cs на глубинах >2 см в сосновых насаждениях по сравнению с березовыми в идентичных условиях местопроизрастания, что связано с повышенной гидролитической кислотностью, малым содержанием физической глины в почвах, разреженным растительным покровом, большой глубиной залегания грунтовых вод и высоким содержанием химически активных органических кислот фульватного типа по сравнению с лиственными.

Для ^{90}Sr при одной и той же форме радиоактивных выпадений повышенная миграция радионуклида отмечается в хвойных фитоценозах по сравнению с лиственными [90]. Различия кроются в более низком содержании высокомолекулярных гуминовых кислот и преобладании гумуса фульватного типа в почвах первого типа ценозов по сравнению со вторыми. Кроме того, повышенная гидролитическая кислотность почв под хвойными насаждениями также способствует снижению сорбции ^{90}Sr почвенным поглощающим комплексом.

Таким образом, распределение радионуклидов в подподстилочной части лесных почв зависит от большого числа факторов, наиболее важными из которых являются режим увлажнения почвы, ее генезис, тип лесорастительных условий насаждения. Как правило, более интенсивная миграция в вертикальном профиле почвы происходит при увеличении влажности почвы, что особенно хорошо проявляется при подтоплении насаждений. В ряду гигротопов свежие – влажные – мокрые – сырые при одинаковом плодородии возрастает интенсивность миграции ^{137}Cs и снижается – ^{90}Sr .

6.1.4. Прогноз миграции радионуклидов в вертикальном профиле лесных почв

К числу наиболее распространенных подходов при математическом описании процессов миграции радионуклидов в вертикальном профиле почвы является применение конвективно-диффузионного уравнения с учетом дополнительных процессов, влияющих на миграцию:

$$\frac{\partial Q(y,t)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial y} \left[D(y,t) \cdot \frac{\partial Q(y,t)}{\partial t} \right] - V(y,t) \cdot \frac{\partial Q(y,t)}{\partial t} - \lambda \cdot Q(y,t) + F(y,t), \quad (6.1)$$

где, $Q(y,t)$ – средняя по всем фазам концентрация радионуклидов в почве; $D(y,t)$ – коэффициент диффузии; $V(y,t)$ – линейная скорость движения радионуклидов с почвенной влагой; $F(y,t)$ – функция для учета других процессов, влияющих на миграцию.

Варианты решения уравнения (6.1) с учетом различных начальных и граничных условий рассмотрены в ряде работ [68, 99]. Однако применение данного уравнения имеет существенные ограничения, поскольку законы диффузии и конвективного влагопереноса получены для гомогенной изотропной среды, а почва представляет собой сложную гетерогенную среду [37], где диффузия происходит как в жидкой, так и твердой фазах почвы и сопровождается рядом процессов: растворение-осаждение диффундирующего вещества, сорбция-десорбция его на почвенных частицах, диффузия в газообразной и жидкой фазах почвы, диффузия по поверхности почвенных частиц в сорбированном состоянии. Попытка учета всех процессов приводит к усложнению моделей [99].

Достаточно простая двухкомпонентная квазидиффузионная модель предполагает наличие двух механизмов миграции близких к диффузии и определяющих «медленное» (обычно относят за счет диффузии) и «быстрое» (аналог конвективного влагопереноса) перемещение радионуклидов [67]:

$$Q(y,t) = \frac{A \cdot Q_0}{\sqrt{\pi \cdot M_f \cdot t}} \exp\left(-\frac{y^2}{4 \cdot M_f \cdot t}\right) + \frac{B \cdot Q_0}{\sqrt{\pi \cdot M_s \cdot t}} \exp\left(-\frac{y^2}{4 \cdot M_s \cdot t}\right), \quad (6.2)$$

где Q_0 – начальная активность радионуклида в исследуемой подпочвенной части почвы, Бк; M_f и M_s – коэффициенты квазидиффузии, соответственно, «быстрой» и «медленной» компонент переноса, см²/с; A и B – доля «быстрой» и «медленной» компонент, 1/см.

Неоднозначность использования указанного подхода к описанию поведения радионуклидов в почве связана со сложностью поведения их ультрамикрочастиц в моделируемой среде. Хотя данная модель широко применяется и позволяет в первом приближении оценить распределение радионуклидов в почвах, к ее недостаткам могут быть отнесены: отсутствие обмена между быстро- и медленномигрирующими формами радионуклида, а также значительное превышение сорбционной емкости ППК по отношению к ультрамикрочастицам радионуклидов [89].

В течение 1991–1995 гг. на контрастных по свойствам почвах с различными характеристиками выпадений параметры миграции ^{137}Cs находились в диапазоне: коэффициент диффузии $D = 3,3\text{--}10 \cdot 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$, скорость влагопереноса $V = 0,1\text{--}16,5 \cdot 10^{-9} \text{ см}/\text{с}$ и коэффициенты квазидиффузии $M = 4,5\text{--}14 \cdot 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$ [23, 15, 89], что хорошо согласуется с результатами дочернобыльских исследований [54, 79]. Последними отмечено, что в лесных насаждениях основных природно-растительных зон Европейской части СССР величина коэффициентов диффузии ^{137}Cs $D = 1,58\text{--}38 \cdot 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$ при условии их постоянства по всей глубине почвенного профиля и $2,53\text{--}12,7 \cdot 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$ при расчете коэффициента диффузии, линейно изменяющегося с глубиной.

Коэффициент переноса ^{90}Sr существенно выше относительно ^{137}Cs на почвах с автоморфным увлажнением и находится в диапазоне $M = 10\text{--}100 \cdot 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$, но на торфяно-болотных почвах с гидроморфным режимом увлажнения ситуация противоположная – коэффициенты переноса радиоцезия выше в 3–6 раз [23]. Сходная информация о высоких значениях параметров миграции ^{90}Sr глобального происхождения приведена Павлоцкой Ф.И. [54].

Рассчитанные параметры двухкомпонентного квазидиффузионного уравнения миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в вертикальном профиле лесных почв с различными режимам увлажнения позволяют сравнить особенности переноса радионуклидов в исследованных почвенно-экологических условиях (таблица 6.1).

Таблица 6.1. Параметры двухкомпонентного квазидиффузионного уравнения миграции радионуклидов в вертикальном профиле почв [59]

Насаждения, режим увлажнения почвы	Время после аварии, лет	Параметры уравнения (3)				Вклад в миграцию		Коэффициент корреляции между наблюдаемыми и фактическими запасами
		A_p , 1/см	M_p , см ² /с	A_s , 1/см	M_s , см ² /с	«быстрая»	«медленная»	
^{137}Cs								
Сосняки, ап	5	1,42E-03	1,10E-07	5,00E-03	3,17E-09	22,2	77,8	0,994±0,025
	15	2,60E-03	4,06E-08	5,08E-03	1,56E-09	33,9	66,1	0,991±0,029
Лиственные, пп	5	5,31E-03	1,35E-07	3,22E-03	1,42E-08	62,2	37,8	0,984±0,039
	15	7,00E-03	8,98E-08	2,00E-03	1,94E-08	77,8	22,2	0,890±0,102
Черноольшанники, гп	5	2,07E-03	2,20E-07	6,96E-03	7,05E-08	22,9	77,1	0,981±0,044
	15	1,16E-03	1,00E-06	9,27E-03	5,42E-08	11,1	88,9	0,839±0,122
^{90}Sr								
Сосняки, ап	15	6,65E-03	6,50E-08	7,53E-04	1,22E-10	89,8	10,2	0,996±0,020
Лиственные, пп	15	5,66E-03	4,74E-08	1,01E-03	7,81E-11	84,9	15,1	0,995±0,023
Черноольшанники, гп	15	9,09E-03	8,43E-08	1,00E-05	2,11E-11	99,9	0,10	0,854±0,116

Примечание: ап – автоморфный, пп – полугидроморфный, гп – гидроморфный

Через 5 лет после радиоактивных выпадений коэффициенты «быстрой» и «медленной» квазидиффузии ^{137}Cs в вертикальном профиле почвы с автоморфным режимом увлажнения составляли $\sim 10^{-7}$ и $3 \cdot 10^{-9}$ $\text{см}^2/\text{с}$, причем основной вклад в миграцию вносила медленная составляющая. Сравнение параметров миграции ^{137}Cs в почвах автоморфного, полугидроморфного и гидроморфного режимов увлажнения свидетельствует о повышении интенсивности переноса радионуклида в данном ряду гидрологических условий: при гидроморфном режиме возрастают оба коэффициента квазидиффузии. В черноольшанниках на почвах с гидроморфным режимом увлажнения наблюдались максимальные скорости переноса ^{137}Cs – до $2 \cdot 10^{-7}$ для «быстрого» и $7 \cdot 10^{-8}$ $\text{см}^2/\text{с}$ – для «медленного» коэффициентов квазидиффузии.

За 10 лет (с 1991 по 2001 гг.) произошло снижение коэффициентов квазидиффузии ^{137}Cs . Однако в черноольшанниках за исследуемый промежуток времени «быстрый» коэффициент квазидиффузии вырос с $2 \cdot 10^{-7}$ до 10^{-6} $\text{см}^2/\text{с}$ при снижении вклада данной составляющей миграции в перенос радионуклида почти в 2 раза, что может свидетельствовать о достаточно высокой интенсивности переноса радионуклида в черноольховых насаждениях.

Коэффициент «быстрой» квазидиффузии ^{90}Sr через 15 лет после радиоактивных выпадений составлял $4 \cdot 10^{-8}$ $\text{см}^2/\text{с}$ для лиственных и $8 \cdot 10^{-8}$ $\text{см}^2/\text{с}$ для черноольховых насаждений, а «медленной» – $1 \cdot 10^{-10}$ $\text{см}^2/\text{с}$ и $2 \cdot 10^{-11}$ $\text{см}^2/\text{с}$, соответственно. При этом вклад «быстрой» составляющей миграции во всех исследованных насаждениях превышал 80%, достигая максимума в черноольшанниках – до 99%.

Сравнение рассчитанных параметров миграции ^{137}Cs в вертикальном профиле почвы через 5 и 15 лет после радиоактивных выпадений позволяет говорить о постепенном замедлении переноса радионуклида при автоморфном и полугидроморфном режимах увлажнения почвы, однако, при гидроморфном режиме коэффициенты квазидиффузии остаются на стабильно высоком уровне.

Периоды получищения корнеобитаемых слоев зависят от их толщины и режима увлажнения почвы (таблица 6.2). Наиболее медленным прогнозируется очищение 0–50 см слоя почвы, для которого период получищения от ^{137}Cs и ^{90}Sr сопоставим с периодом радиоактивного распада, а вклад миграционных процессов в удаление радионуклидов очень мал даже для черноольшанников на гидроморфных почвах.

Медленное очищение прогнозируется и для 0–20 см слоя с автоморфным режимом увлажнения почвы: вклад миграционных процессов в удаление радионуклидов не превысит 5%, а период получищения близок к периоду радиоактивного полураспада. Однако при повышении режима увлажнения до гидроморфного вклад миграции в удаление радионуклидов повышается до 15%, а эффективный период получищения от ^{137}Cs достигает 26 лет, а от ^{90}Sr – 24 лет.

Таблица 6.2. Оценка параметров, характеризующих изменение запаса ^{137}Cs и ^{90}Sr в корнеобитаемых почвенных слоях [59]

Наса- ждение, условия увлажне- ния	Почвен- ный слой, см	5 лет после выпадений			15 лет после выпадений		
		Период полуочистения, лет		Вклад миграции, %	Период полуочистения, лет		Вклад миграции, %
		Без распада	Эффек- тивный		Без распада	Эффек- тивный	
^{137}Cs							
Сосняки, ап	0–5	60,8	20,2	33,2	70,3	21,1	30,1
	0–10	384,6	28,0	7,3	539,9	28,6	5,3
	0–20	>10000	30,1	0,20	>10000	30,2	<0,1
	0–50	>10000	30,2	<0,1	>10000	30,2	<0,1
Листвен- ные, пп	0–5	17,6	11,1	63,1	15,5	10,3	66,0
	0–10	45,9	18,2	39,7	38,7	17,0	43,8
	0–20	331,0	27,5	8,8	241,2	26,8	11,1
	0–50	>10000	30,2	<0,1	>10000	30,2	<0,1
Чернооль- шанники, гп	0–5	13,9	9,5	68,4	16,3	10,6	64,9
	0–10	33,6	15,9	47,4	41,3	17,4	42,2
	0–20	194,5	26,1	13,4	265,6	27,1	10,2
	0–50	>10000	30,2	<0,1	>10000	30,2	<0,1
^{90}Sr							
Сосняки, ап	0–5	–	–	–	18,4	11,1	60,6
	0–10	–	–	–	48,4	17,8	36,8
	0–20	–	–	–	336,9	26,0	7,7
	0–50	–	–	–	>10000	28,2	<0,1
Листвен- ные, пп	0–5	–	–	–	24,9	13,2	53,1
	0–10	–	–	–	72,9	20,3	27,9
	0–20	–	–	–	622,3	27,0	4,3
	0–50	–	–	–	>10000	28,2	<0,1
Чернооль- шанники, гп	0–5	–	–	–	13,3	9,0	68,0
	0–10	–	–	–	31,4	14,9	47,3
	0–20	–	–	–	175,8	24,3	13,8
	0–50	–	–	–	>10000	28,2	<0,1

Для 0–10 см слоя период полуочистения от ^{90}Sr составляет 18–20 лет с вкладом миграционных процессов в удаление радионуклида до 37% при автоморфном и полугидроморфном режимах увлажнения, а при гидроморфном – 14 лет и 47%, соответственно. Сопоставимые параметры очищения при том же режиме увлажнения имели место и для ^{137}Cs . Однако при автоморфном и полугидроморфном режимах увлажнения удаление ^{137}Cs из 0–10 см слоя прогнозируется гораздо медленнее – период полуочистения превысит 26 лет, а вклад миграционных процессов составит <10%.

Период полуочистения 0–5 см слоя от ^{90}Sr оценивается в диапазоне 9–14 лет, а вклад миграционных процессов – 47–70%, при этом минимальные значения для первого показателя и максимальные для второго наиболее вероятны в черноольховых насаждениях при гидроморфном режиме увлажнения. Сопоставимые значения исследуемых параметров ожидаются и для ^{137}Cs при полугидроморфном и гидроморфном режимах увлажнения. Однако на почвах с автоморфным режимом увлажнения период полуочище-

ния предполагается в диапазоне – 20–25 лет, а вклад миграционных процессов в удаление радионуклида увеличивается до 40%.

6.2. Накопление радионуклидов древесным ярусом лесных насаждений

К моменту аварии на Чернобыльской АЭС в лесной радиоэкологии был накоплен обширный материал по закономерностям накопления радионуклидов древесными растениями на разных этапах глобальных и аварийных выпадений [2, 44, 48, 84]. Особое внимание в них было уделено ^{90}Sr , для которого характерно значительно большее корневое поступление в фитомассу растений по сравнению с ^{137}Cs и прочими продуктами деления. Однако широкий спектр природно-экологических условий на различных следах радиоактивных выпадений, сформированных после аварии на ЧАЭС, масштабы радиоактивного загрязнения поставили новые задачи по разработке научных основ ведения лесного хозяйства на загрязненных радионуклидами территориях.

6.2.1. Динамика радиоактивного загрязнения древесного яруса лесных насаждений после аварии на ЧАЭС

В динамике накопления ^{137}Cs сосновыми биогеоценозами, как наиболее распространенными в зоне радиоактивных выпадений ЧАЭС, выделяют три этапа [6, 38, 57, 61, 70, 90, 91, 96]:

- интенсивного очищения поверхностно загрязненных элементов надземной фитомассы, который длился в течение первого года после аварии (1986–1987 гг.). В 1987 г. Кп ^{137}Cs для коры достигал $70 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ в лесах «ближнего» следа выпадений и $40 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ «дальнего», а в хвое 1986 г. формирования – до $30 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Этот период разбит на 2 части: механического (за счет удаления радионуклидов с поверхности растений) и биологического (сезонный опад загрязненных элементов надземной фитомассы) самоочищений [90]. Соответственно, первый из них длился до августа 1986 г., второй – с осени 1986 г. по 1988–1989 гг. Величина периода полуочищения надземной фитомассы древесных растений при этом достигала 11 месяцев [64, 70, 90, 91, 96];

- интенсивного корневого поступления ^{137}Cs в надземную фитомассу с 1987 по начало 90-х гг., характеризующегося быстрым возрастанием коэффициентов перехода ^{137}Cs для древесины, хвои и побегов текущего года с достижением максимума в 1992–1996 гг. Максимальные величины Кп ^{137}Cs для 1-летней хвои достигли $\sim 50 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ на «ближнем» и $> 15 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ на «дальнем» следах выпадений. Сходная ситуация была характерна и для древесины, что совпадает с данными дочернобыльских исследований [2]. Вместе с тем, в зависимости от условий местопроизрастания и древесной породы, этот период продолжился и до конца 90-х гг. [38, 90];

- установления квазиравновесного распределения ^{137}Cs в системе «почва-растение», наступившего приблизительно с середины 90-х гг., кото-

рое характеризуется относительно стабильным уровнем поступления радионуклидов в элементы надземной фитомассы.

6.2.2. Особенности распределения радионуклидов в хозяйственно ценных частях дерева

Для древесины ствола максимальные концентрации ^{137}Cs фиксируются в физиологически активных периферийных кольцах [31, 34, 57, 61, 72, 90]. По мере приближения к центру ствола значения удельной активности снижаются, причем более резко снижение происходит у древесных пород с хорошо выраженной ядровой древесиной (у дуба – почти в 5 раз), а в меньшей степени – для сосны (рисунок 6.6а) [61].

С увеличением высоты у сосны соотношение между содержанием ^{137}Cs в наружных и внутренних годичных кольцах уменьшается (рисунок 6.6б), что может быть связано с повышением доли физиологически активных проводящих тканей вблизи вершины. В одних и тех же годичных кольцах удельная активность ^{137}Cs снижается от комля к вершине [57, 61, 72, 80].

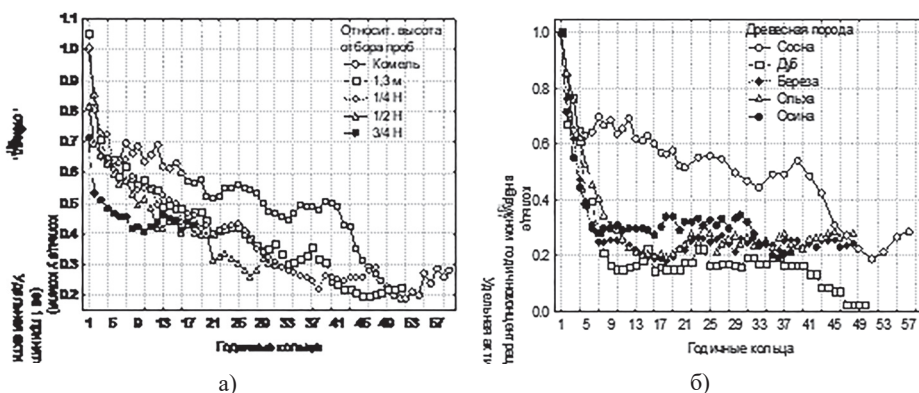


Рисунок 6.6. Распределение удельной активности ^{137}Cs в радиальном направлении ствола: а) на различных высотах сосны обыкновенной; б) для различных пород на высоте 1,3 м [61]

Удельная активность ^{90}Sr в радиальном направлении ствола сосны обыкновенной практически не изменяется [43, 61].

Для коры ствола древесных растений в первые годы после аварии было характерно одно из наиболее высоких содержаний радионуклидов среди всех элементов фитомассы за счет ее аэрального загрязнения, однако по мере поверхностного очищения этот показатель быстро снижался и с середины 90-х гг. XX века удельная активность радионуклидов в коре практически стабилизировалась. Для сосны, дуба и ели наблюдается увеличение содержания ^{137}Cs в ствольной коре от комля к вершине $\sim 1,7\text{--}2,0$ раза [61, 63]. Однако в самой коре распределение радионуклидов носит достаточно сложный характер. У дуба, осины и березы наружная кора загрязнена ^{137}Cs в 1,2–1,5 раза выше по сравнению с внутренней и может быть связана с доминированием внешнего загрязнения их крупной трещиноватой коры. Внутренняя кора сосны содержит больше ^{137}Cs по сравнению с наружной,

что может быть связано с интенсивным отшелушиванием последней. У ольхи черной содержание к внешней и внутренней коре практически не отличаются, что связано с высокой биологической доступностью ^{137}Cs в типичных для данной породы лесорастительных условиях.

Внутренняя кора исследованных древесных пород загрязнена ^{90}Sr в 2–5 раза выше по сравнению с наружной, за исключением ольхи [61]. Такая ситуация может быть объяснена тем, что определяющий вклад в загрязнение коры ^{90}Sr вносит флоэма вследствие высокой биологической доступности данного радионуклида в типичных условиях произрастания большинства исследованных пород. Что касается ольхи черной, то в оптимальных для ее произрастания эдафотобах ^{90}Sr характеризуется низкой подвижностью в системе «почва-растение» и для коры существенна роль внешнего загрязнения, сколь мало оно бы ни было.

6.2.3. Основные факторы, определяющие накопление радионуклидов древесным ярусом лесных насаждений

Вариабельность накопления радионуклидов древесными растениями различных классов роста и развития. Физиологические особенности развития отдельных деревьев вследствие их конкуренции за свет и питание, неравномерность радиоактивного загрязнения почвы и почвенно-экологических условий на микроуровне могут привести к различию в уровнях накопления радионуклидов элементами надземной фитомассы в насаждении. Данная гипотеза была подтверждена исследованиями целого ряда авторов (таблица 6.3) [3, 5, 41, 78, 85]. Исследователями отмечено, что независимо от сезона года уровень загрязнения элементов надземной фитомассы у деревьев I–II классов роста и развития существенно выше, чем у деревьев, отстающих в развитии.

Таблица 6.3. Варьирование удельной активности ^{137}Cs в древесине сосны обыкновенной различных классов роста и развития [5]

Класс роста и развития	Размер выборки	Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг					
		Минимум	Максимум	Среднее	Коэффициент вариации, %	95% доверительный интервал	
						min	max
I	10	419	1700	982±152	49	570	1321
II	10	413	1222	626±81	41	419	623
III	10	175	637	323±44	43	213	398
IV	10	86	423	229±40	52	126	265
V	10	84	674	267±45	45	155	329

Очевидно, что крупные деревья (I–II классов роста и развития), имея мощную корневую систему и развитую крону, поглощают больше минеральных и радиоактивных веществ из почвы, находятся в лучшем световом режиме. Для ^{90}Sr различия в накоплении древесиной ствола по классам роста и развития выявить значительно сложнее ввиду более высоких (в 1,5–2,0 раза) коэффициентов вариации по сравнению с аналогичными показателями для ^{137}Cs [90].

Влияние типов условий местопроизрастания на накопление радионуклидов древесными растениями. В ряде научных работ указывалось об увеличении накопления ^{137}Cs древесными растениями в ряду автоморфные-полугидроморфные-гидроморфные почвы [34, 51, 71]. Указанное влияние связывается с высокой биологической доступностью радионуклида на почвах с полугидроморфным и гидроморфным режимами увлажнения с оторфованными горизонтами, а также развитием процессов оглеения, способствующих увеличению подвижности щелочных металлов и снижению – щелочноземельных.

Специальные исследования по изучению влияния типов условий местопроизрастания на накопление ^{137}Cs древесными породами были проведены украинскими [22, 31], российскими [69] и белорусскими [61, 62, 87] радиоэкологами. Установлено снижение K_p ^{137}Cs для древесины при переходе от боров к суборям и далее от суборей к сложным суборям до 5 раз и в 2 раза – для ^{90}Sr (таблица 6.4).

Таблица 6.4. K_p для древесины сосны (числитель – ^{137}Cs , знаменатель – ^{90}Sr), $n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ [61]

Гигротоп	Трофотоп		
	А (бор)	В (суборь)	С (сложная суборь)
2 (свежий)	1,96±0,39	0,57±0,11	0,33±0,07
	6,86±1,37	3,32±0,66	2,52±0,50
3 (влажный)	2,13±0,43	–	–
	3,33±0,67	–	–
4 (сырой)	3,73±0,75	–	–
	1,77±0,23	–	–
5 (мокрый)	4,29±0,86	–	–
	1,41±0,54	–	–

Показанное изменение условий увлажнения от свежих к мокрым гигротопам приводит к увеличению накопления ^{137}Cs в древесине до 4 раз. Для ^{90}Sr выявлено аналогичное ^{137}Cs снижение параметров накопления в древесине при изменении трофности почвы, но иной характер изменения накопления при увеличении влажности почвы. Для ^{90}Sr при переходе от свежих к сырым и мокрым гигротопам накопления радионуклида древесиной снижалось до 4 раз.

Возрастные различия в накоплении радионуклидов древесными растениями являются одним из неоднозначно трактуемых вопросов лесной радиоэкологии. Ряд исследователей [15, 91, 75] фиксируют увеличение содержания ^{137}Cs в элементах надземной фитомассы молодых сосновых насаждений по сравнению со спелыми. К противоположным выводам пришли в своих работах [31, 61, 69, 87], установившие либо увеличение K_p ^{137}Cs для древесины с возрастом насаждений, либо слабые и недостоверные различия в параметрах накопления радионуклида. При этом в литературе практически отсутствуют данные о влиянии возраста насаждения на накопление древесной растительностью ^{90}Sr .

Результаты исследования позволили выявить некоторые отличия K_p ^{137}Cs для окоренной древесины сосны различного возраста, произрастающей

в идентичных лесорастительных условиях, при этом общей закономерности не установлено (рисунок 6.7а) [61]. По всем высотам несколько выше параметры накопления у 40- и 60-летних насаждений ($1,6-2,0 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$) по сравнению с 20- и 100-летними ($1,1-1,4 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$). Для Кп ^{90}Sr характерна иная зависимость накопления по сравнению с ^{137}Cs . Максимальные параметры накопления ^{90}Sr в древесине на всех высотах выявлены у 20-летних сосновых насаждений. Коэффициенты перехода радионуклида повышаются от $12 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ у комля до $16 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ на вершине (рисунок 6.7б).

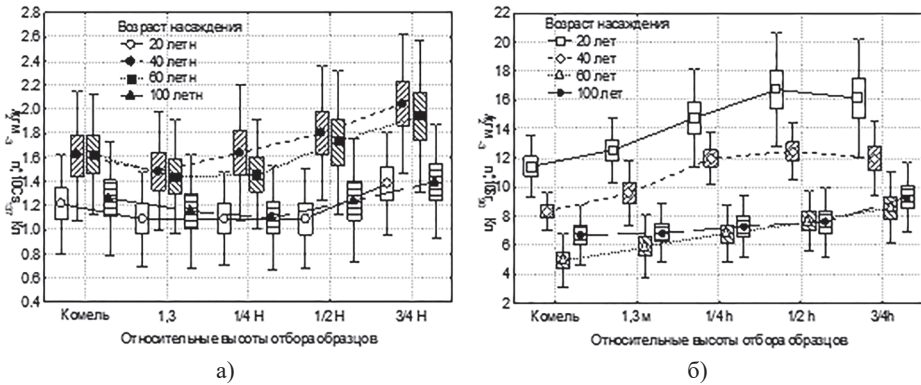


Рисунок 6.7. Кп ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) для окоренной древесины сосны различного возраста в зависимости от высоты отбора [61]

У 40-летних сосновых насаждений изменение Кп по высоте ствола составляет от $8 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ до $12 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Минимальные Кп ^{90}Sr для окоренной древесины отмечены у 60- и 100-летних деревьев со слабым изменением по высоте ствола (от 6 до $9 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$) [61]. Указанные различия в накоплении ^{137}Cs могут быть обусловлены густотой насаждения, которая в молодняках может достигать 6000 шт/га, а для 100-летних – менее 450 и в последнем случае растения находятся в хорошем световом довольствии. Однако такое же влияние густоты должно сказываться и на накопление ^{90}Sr . Вероятно, интенсивное накопление ^{90}Sr в молодом возрасте можно объяснить потребностью в большом количестве его неизотопного аналога – кальция для построения клеточных стенок активно растущего организма [29], тем более что ^{90}Sr отличается высокой подвижностью и биологической доступностью в лесных почвах.

6.2.4. Прогноз содержания радионуклидов в древесном ярусе сосновых насаждений

Вопрос прогнозирования содержания радионуклидов в надземной фитомассе древесных растений является одним из наиболее актуальных, поскольку служит основой для планирования использования древесных ресурсов на загрязненных территориях. Существуют различные модели распределения радионуклидов в лесных биогеоценозах: Forestlife [14]; камерные модели миграции [2, 13, 35, 66, 68, 82, 93, 94, 96]; модели накопле-

ния радионуклидов в надземной фитомассе на основе многолетних наблюдений [19, 20, 60].

Детальное описание камерной модели миграции радионуклидов в лесном биогеоценозе, ее достоинств и недостатков приведено в работе Прохорова В.М. и Гинзбурга Л.Р. [68], а практическая реализация модели миграции впервые была выполнена на Восточно-Уральском следе для прогнозирования распределения ^{90}Sr в березовых и сосновых лесах [39]. Камерная модель миграции была применена при прогнозировании содержания радионуклидов в надземном ярусе сосновых насаждений, произрастающих в 30 километровой зоне вокруг ЧАЭС [61]. За исходные данные приняты запасы ^{137}Cs (кБк/м²) в каждом из элементов фитомассы (древесина, кора ствола, ветки, хвоя), а также в подстилке и 0–20-см слое минеральной части почвы. На их основе были подобраны параметры системы конечно-разностных уравнений, описывающих динамику распределения радионуклида с временным шагом в 1 год и рассчитаны активности ^{137}Cs в надземной фитомассе (рисунок 6.8а), а исходя из величины биомассы древесины – удельная активность радионуклида в данном компоненте биогеоценоза (рисунок 6.8б).

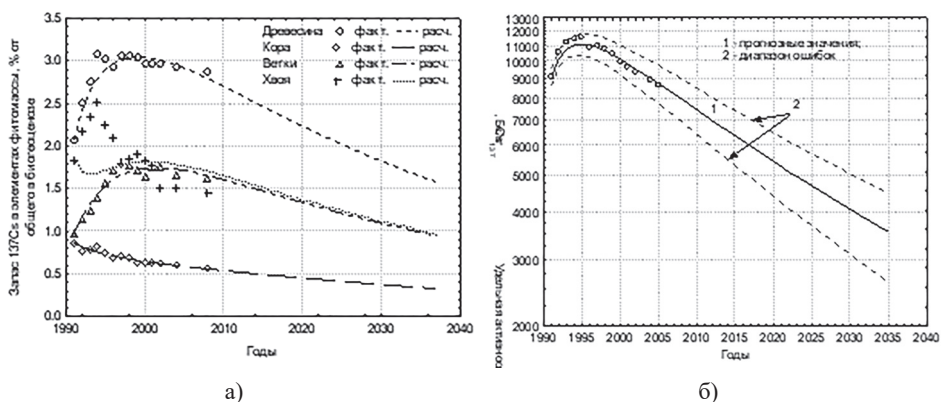


Рисунок 6.8. Прогноз запаса ^{137}Cs в надземной фитомассе сосняков мшистых (а) и удельной активности ^{137}Cs в древесине при плотности загрязнения почвы 3700 кБк/м² [61]

Результаты прогнозирования распределения ^{137}Cs в надземной фитомассе сосновых насаждений свидетельствуют о наиболее интенсивном накоплении в древесине, хвое и ветках в первой половине 90-х гг. XX века (рисунок 6.8а). Запас ^{137}Cs в окоренной древесине и ветках достигли максимума в 1994–1996 гг. – 3,0 и 1,8% от общего запаса в биогеоценозе. В коре продолжилось снижение активности ^{137}Cs , связанное с ее поверхностным очищением, однако оно не было столь заметным, как в период с 1987 по 1990 гг. Таким образом, в середине-конце 90-х гг., согласно прогнозным расчетам и фактическим наблюдениям, активности ^{137}Cs на единице площади в окоренной древесине, ветках и хвое характеризовались максимальными значениями.

С конца 90-х гг. для этих элементов фитомассы наметилась тенденция к снижению запаса ^{137}Cs . Дальнейшее содержание радиоцезия определяется совокупностью биологических и физических процессов, определяющих

его накопление в данном элементе надземной фитомассы: радиоактивный распад, прирост биомассы древесины, перераспределение радионуклида по физико-химическим формам с различной доступностью, миграция за пределы корнеобитаемого слоя, изменения корневого поступления ^{137}Cs и т. д. Соответственно, предполагается постепенное снижение запаса радионуклидов в древесине с $T_{1/2} = 25\text{--}28$ лет. К 2035 г. запас ^{137}Cs в окоренной древесине составит $\sim 1,5\%$, в хвое и ветках – около 1% от общего в экосистеме. Обращает на себя внимание практически параллельный характер кривых активностей ^{137}Cs в надземной фитомассе начиная с середины 2000-х гг., что свидетельствует об определяющем характере корневого поступления в растения.

Следует отметить, что разработанный прогноз охватывает наиболее распространенный тип условий местопроизрастания сосны обыкновенной – А2 и тип леса – сосняк мшистый. Влияние лесотипологического фактора на накопление радиоцезия в древесине основных лесообразующих пород требует обязательной корректировки с учетом данного фактора.

6.3. Накопление радионуклидов некоторыми видами пищевой продукции леса

Радиоэкологические исследования накопления радионуклидов пищевой продукцией леса преследуют две цели. С одной стороны, представляет несомненный научный интерес изучение основных закономерностей и динамики накопления в них радионуклидов, а также оценки роли этих компонентов леса в вовлечении радиоактивных веществ в биологический круговорот. С другой – прогноз уровней загрязнения пищевых продуктов леса (в частности, грибов и ягод) позволит оценить дозу внутреннего облучения при их систематическом употреблении на ближайшую и отдаленную перспективы.

6.3.1. Накопление радионуклидов лесными шляпочными грибами

Высокие уровни накопления ^{137}Cs в грибах были отмечены в Европе еще до аварии на ЧАЭС. Так, Норуна J. и Randa Zd. [102] указывают, что удельная активность этого радионуклида в съедобных грибах, собранных в Чехословакии в 1970–1985 гг., достигала 1200 Бк/кг воздушно-сухого вещества. Сходные данные приведены при исследованиях радиоактивности грибов в Германии и Австрии [101]. Доаварийная загрязненность грибов в южной части Брагинского и Хойникского районов в среднем составляла ~ 130 Бк/кг [12].

После аварии на ЧАЭС интерес к изучению накопления радионуклидов в съедобных грибах значительно возрос во многих странах мира. Подобные исследования проводились в Центральной, Северной и Южной Европе [106, 108, 110, 112] и Японии [107]. Во всех указанных работах грибы выделены как самый загрязненный компонент лесного биогеоценоза, которому свойственно более интенсивное поглощение ^{137}Cs по сравнению со стабильными цезием и калием [107].

По величине K_p ^{137}Cs для плодовых тел грибов ($n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$) выделены следующие группы для наиболее типичных условий местопроизрастания на «дальнем» следе выпадений (таблица 6.5) [4, 50, 88, 90].

Таблица 6.5. Обобщенные данные по K_p ^{137}Cs для плодовых тел лесных грибов ($n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$)

Вид грибов и группа по накоплению	Источник						
	[96]	[31]	[90]	[1]	[88]	[56]	[109]
Дождевик жемчужный (I)	2,4	–	35	13	2,2	1,4	0,3–70
Гриб-зонтик пестрый (I)	2,6	1,7		5,8	2,5	1,8	0,07–40
Опенок осенний (I)	16	5	77	13	–	3,9	0,1–100
Рядовка серая (II)	–	–		–	–	14,1	100–2000
Подберезовик (II)	48	55	367	–	28	15,9	0,8–1100
Лисичка обыкновенная (II)	–	18	36,7	14,2	20,7	14,8	15–700
Белый гриб (II)	21	15,6	188	23,5	19,9	15,3	4–1400
Груздь черный (III)	21	11	285	–	36,7	28,3	70–3000
Волнушка розовая (III)	24,3	–	883	86,1	93,2	29,8	400–800
Сыроежки (III)	8,1	31,5	421	47,5	27,6	29,7	30–4200
Зеленка (III)	–	39,7	–	–	102	44,3	400–600
Масленок поздний (IV)	25	83,6	–	154	93,2	75,6	800–1400
Свинушка тонкая (IV)	–	81,5	1065	184	–	82,6	600–13000
Польский гриб (IV)	74	144	1152	169	108	115	200–70000

К числу факторов, определяющих накопление ^{137}Cs плодовыми телами лесных грибов, следует отнести:

– трофическую группу, к которой относится тот или иной вид. Наибольший уровень накопления свойственен микоризообразователям, далее, по мере уменьшения, следуют гумусовые сапротрофы, подстилочные сапротрофы и минимально – ксилотрофы. В частности, отмечалось минимальное накопление ^{137}Cs плодовыми телами почвенных сапротрофов (гриб зонтик пестрый, дождевик жемчужный) и ксилофитов-паразитов на древесине (опенок осенний) [4, 27, 34, 42, 70, 105]. Вместе с тем отмечается очень сильное (в 10 и более раз) межвидовое варьирование накопления ^{137}Cs симбиотическими грибами, связанное с широким варьированием глубины залегания грибного мицелия, а также приуроченностью его (на момент исследований) к наиболее загрязненным слоям органико-минеральной толщи почв [112]. Немецкими радиоэкологами было предпринято исследование соотношения $^{137}\text{Cs} / ^{134}\text{Cs}$ в плодовых телах грибов и в отдельных горизонтах лесных почв. Эти данные стали основой для определения глубины расположения мицелия видов грибов и их группировки по накоплению ^{137}Cs [98]. Полученные ими данные по ряду видов совпадают с ранее представленными (в частности, по опенку, дождевику, сыроежкам), однако по исследованиям немецких ученых польский гриб и масленок следует отнести к группе средненакапливающих;

– тип лесорастительных условий. Как правило, K_p ^{137}Cs для плодовых тел грибов снижаются при переходе от бедных к богатым трофотопам и увеличиваются от свежих к влажным и сырым гигротопам [1, 4, 14, 50, 88]. Например [50], для моховика желто-бурого, ареал которого охваты-

вает 9 ТУМ, величина K_p ^{137}Cs в плодовые тела в А2 в 4 раза выше, чем в В2, а в ряду от В2 к В4 возрастает в 5 раз. По целому ряду видов, от сучкорей к сложным сучборям, показатели накопления радиоцезия снижаются в 4–10 раз. Аномально высокие K_p ^{137}Cs для плодовых тел подберезовика болотного и груздя черного (до $800 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$) отмечены на осушенных верховых болотах [88];

– многолетняя динамика накопления ^{137}Cs плодовыми телами лесных грибов. Наиболее низкие K_p радионуклида отмечены на постоянных пробных площадях в первые 1–2 года после аварии вследствие поверхностного характера загрязнения напочвенного покрова [90].

В дальнейшем, по мере прохождения процессов миграции и увеличения содержания радионуклида в почвенных слоях, содержащих мицелий, начала возрастать удельная активность ^{137}Cs в плодовых телах. Однако, обобщая ряд исследований с начала 90-х гг. по этой проблеме [8, 27, 45, 61, 88, 92, 96, 98, 111], следует отметить ряд особенностей и исключений.

Так, первыми максимум в накоплении ^{137}Cs прошли грибы-ксилофиты. У многих подстилочных и гумусовых сапрофитов, а также у отдельных микоризообразователей (строчок, подгруздок черный, рыжик, масленок, польский гриб) максимальные величины содержания радиоцезия наблюдались в начале 90-х гг. XX века. Для отдельных видов (белый гриб, подзеленка, синяк, решетник) свойственно варьирование значений K_p ^{137}Cs в плодовых телах в течение многолетнего цикла исследований. В другом исследовании [103] установлена тенденция увеличения K_p ^{137}Cs для плодовых тел опенка осеннего и белого гриба, стабильное поступление радиоцезия в подгруздок черный и высокую скорость очищения для лисички.

К факторам, влияющим на накопление ^{137}Cs лесными грибами, следует отнести осадки и температуру в период, предшествующий их отбору для анализа. Выявлено, что величина K_p ^{137}Cs для плодовых тел грибов положительно коррелирует с суммой атмосферных осадков за период вегетации. Величина коэффициента корреляции между содержанием радионуклида в почве и плодовых телах оценена $r = 0,82$ при 5% уровне значимости [90]. К аналогичному выводу пришли украинские ученые [33], выявившие сезонные отличия в накоплении ^{137}Cs грибами на протяжении одного вегетационного периода, которые тесно коррелировали с количеством осадков в теплый период времени. Наиболее вероятно, что оптимальные температуры и влажность почвы способствуют массовому появлению грибов и наиболее интенсивному накоплению ими минеральных и радиоактивных веществ.

6.3.2. Накопление радионуклидов лесными ягодами

Впервые накопление ^{137}Cs глобальных выпадений в ягодных растениях (черники, брусники и голубики) изучали в предгорьях Карпат [17]. Был составлен ранжированный ряд по удельной активности радионуклида в различных органах: стебли > листья > корни > ягоды. Более высокие концентрации ^{137}Cs наблюдались в бруснике, а минимальные – в голубике, черника занимала промежуточное положение.

В 1984 г. исследование по накоплению ^{137}Cs лесными ягодными растениями хвойных лесов Германии было предпринято немецкими учеными [97]. Показано, что в ягодах удельная активность радионуклида находилась в диапазоне 330–560 Бк/кг, а в листьях – 310–740 Бк/кг. Ранжированный ряд по величине содержания радионуклида в органах брусники, голубики и клюквы имел следующий вид: цветы > листья > ягоды > корни > стебли. Для черники наибольшее накопление отмечалось в листьях, а далее, по мере уменьшения, в цветках, ягодах, корнях и стеблях.

Наиболее полные исследования содержания радионуклидов чернобыльских выпадений в лесных ягодах выполнены в конце 80-х – начале 90-х гг. XX века. Лесные ягоды были ранжированы по величине накопления наиболее распространенного радионуклида ^{137}Cs на «дальнем» следе радиоактивных выпадений [4, 10, 30, 31, 103, 113]: клюква (диапазон K_p ^{137}Cs $13,0\text{--}16,5 \cdot 10^{-3}$ м²/кг) > голубика ($10,4\text{--}11,7 \cdot 10^{-3}$ м²/кг) > брусника ($8,1\text{--}12,9 \cdot 10^{-3}$ м²/кг) > черника ($3,3\text{--}10,6 \cdot 10^{-3}$ м²/кг) > малина ($0,8\text{--}6,6 \cdot 10^{-3}$ м²/кг) > земляника ($0,8\text{--}5,8 \cdot 10^{-3}$ м²/кг) > рябина ($1 \cdot 10^{-3}$ м²/кг) и калина ($0,3 \cdot 10^{-3}$ м²/кг). В качестве вида-аккумулятора большинство исследователей выделяют клюкву, связывая эту особенность с ее произрастанием в специфических почвенно-экологических условиях. По мнению Елиашевич Н.В. с соавторами [10], сфагновые болота являются фитомиграционными аномалиями, в экосистемах которых миграционная способность радионуклидов исключительно высока.

В Белорусском Полесье исследование влияний эдафических условий на накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr было проведено на «дальнем» следе аварийных выпадений в 2002 г. [61] и в 2007–2008 г. [58]. Анализ содержания ^{137}Cs в ягодах черники в зависимости от типов условий местопроизрастания был проведен на 73 пробных площадках – от А2 до В2 по плодородию почвы и до А5 по влажности, земляники – на 27 пробных площадях (таблица 6.6).

Таблица 6.6. Результаты статистической обработки K_p радионуклидов для лесных ягод в 2007–2008 гг., $n \cdot 10^{-3}$ м²/кг [58]

ТУМ	Радионуклид	Среднее и стандартная ошибка	Стандартное отклонение	Медиана	Межквартильный размах		80% выборочный доверительный интервал	
					нижний квартиль	верхний квартиль	нижние 10%	верхние 90%
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Земляника								
А2	^{137}Cs	0,952±0,164	0,367	0,861	0,762	1,07	0,550	1,52
	^{90}Sr	10,2±1,37	2,75	10,2	8,22	12,19	6,83	13,5
В2	^{137}Cs	0,373±0,053	0,150	0,347	0,284	0,430	0,185	0,676
	^{90}Sr	10,5±1,04	2,75	9,92	8,24	13,2	8,04	15,2
С2	^{137}Cs	0,205±0,033	0,074	0,158	0,152	0,278	0,145	0,293
	^{90}Sr	9,88±3,42	5,93	9,52	4,13	15,9	4,13	15,9
Черника								
А2	^{137}Cs	5,06±0,374	1,45	5,44	4,39	5,65	2,73	6,82
	^{90}Sr	1,82±0,278	0,923	1,51	1,19	2,07	0,989	3,39
А3	^{137}Cs	6,03±0,735	2,32	5,48	5,19	7,42	3,17	9,20

Окончание таблицы 6.6								
1	2	3	4	5	6	7	8	9
	⁹⁰ Sr	1,96±0,465	1,39	1,67	1,39	1,98	0,680	5,47
A5	¹³⁷ Cs	13,4±0,954	1,65	14,2	11,7	14,9	11,6	14,7
	⁹⁰ Sr	0,67±0,205	0,355	0,645	0,332	1,04	0,329	1,04
B2	¹³⁷ Cs	2,39±0,416	0,832	2,33	1,81	2,98	1,46	3,46
	⁹⁰ Sr	1,25±0,345	0,689	1,12	0,761	1,73	0,569	2,19
B3	¹³⁷ Cs	2,90±0,776	1,55	3,03	1,61	4,19	1,13	4,42
	⁹⁰ Sr	2,98±0,540	1,79	2,53	1,12	4,69	1,11	5,18

Наиболее высокие Кп ¹³⁷Cs для свежих ягод земляники в 2007–2008 гг. были установлены в свежем бору (A2) $\sim 1 \cdot 10^{-3}$ м²/кг, по мере повышения плодородия почвы исследуемый показатель снижался до $0,2 \cdot 10^{-3}$ м²/кг в сложной свежей субори (таблица 6.6). При этом 55% вариации коэффициента перехода ¹³⁷Cs для ягод земляники обусловлено различиями в плодородии почвы по исследуемым эдафотопам, а наиболее выраженные различия (примерно в 4 раза) наблюдались между боровым и суборовым трофотопами.

Накопление ⁹⁰Sr ягодами земляники практически не отличалось по типам условий местопроизрастания, находясь на уровне $10,0\text{--}10,5 \cdot 10^{-3}$ м²/кг (таблица 6.6).

Минимальные значения Кп ¹³⁷Cs для ягод черники отмечены в ТУМах B2 и B3 – менее $3,5 \cdot 10^{-3}$ м²/кг, а максимальные – в сырых и мокрых гигротопах, где они превышали $10 \cdot 10^{-3}$ м²/кг (таблица 6.6). Умеренный коэффициент вариации (<30%) в большинстве исследованных выборок свидетельствует о возможности аппроксимации распределения нормальным законом. Определяющее влияние на изменение Кп ¹³⁷Cs для ягод черники оказывает повышение увлажнения почвы в ряду свежее-влажные-сырые-мокрые гигротопы (сила влияния этого фактора достигает 49%).

Кп ⁹⁰Sr для ягод черники в боровом и суборовом трофотопам свежих и влажных условий местопроизрастания находился диапазоне $1\text{--}4 \cdot 10^{-3}$ м²/кг. Минимальный переход наблюдался в эдафотопе A5 при произрастании черники на кочках с оторфованными поверхностными слоями – межквартильный размах составляет $0,3\text{--}1,0 \cdot 10^{-3}$ м²/кг (таблица 6.6).

Многолетняя динамика Кп ¹³⁷Cs для ягод черники и земляники приведена на рисунке 6.9 [58].

Следует отметить хорошее соответствие между наблюдаемыми и фактическими данными, что подтверждается достоверными значениями корреляционных отношений ($0,693 \pm 0,202$ для черники и $0,852 \pm 0,125$ для земляники). Максимальные величины параметров накопления наблюдались в начале 90-х гг., когда Кп ¹³⁷Cs для ягод черники превышали $5 \cdot 10^{-3}$ м²/кг, а земляники – $4 \cdot 10^{-3}$ м²/кг. В дальнейшем происходило достаточно интенсивное снижение (период полууменьшения оценивается величиной 1–2 года) исследуемых параметров. В течение последних 10 лет можно констатировать квазиравновесное состояние перехода ¹³⁷Cs в ягоды черники, с большой вероятностью Кп составит $3\text{--}6 \cdot 10^{-3}$ м²/кг, и для земляники – $0,5\text{--}1,5 \cdot 10^{-3}$ м²/кг. Полученные результаты хорошо согласуются с данными, полученными для других территорий [30, 63, 103, 109]

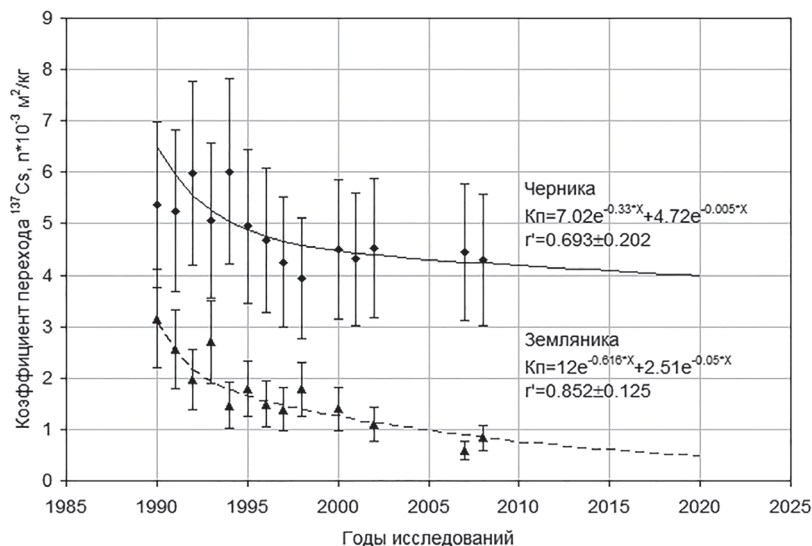


Рисунок 6.9. Многолетняя динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs для черники и земляники [58]

Для ^{90}Sr отсутствуют столь исчерпывающие результаты по многолетней динамике Кп. Сравнение можно провести по данным, которые были представлены в работе [34]. В 1992 и 1993 г. диапазон значений коэффициента перехода ^{90}Sr для ягод земляники составил $8\text{--}20 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, в 2002 г. – $11\text{--}25 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Это несколько ниже по сравнению с диапазоном данных, полученным в 2007 г. – $8\text{--}15 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, что позволяет говорить о некотором снижении биологической доступности радионуклида. Для черники типичные диапазоны Кп ^{90}Sr составили $0,2\text{--}1,5 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ в 1992–1993 г. и $0,8\text{--}2,0 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ в 2007 г. Таким образом, за 15 лет, прошедших с начала наблюдений, Кп радионуклида для этого вида продолжает оставаться на достаточно высоком уровне.

Заключение

Проведенные после аварии на Чернобыльской АЭС многолетние исследования позволили получить уникальные данные о закономерностях поведения радионуклидов в лесных биогеоценозах. Определены количественные параметры миграции радионуклидов в лесных почвах; оценена роль подстилки в миграционных процессах; изучена динамика процессов закрепления радионуклидов в почвах и накопления их лесной растительностью; выделены компоненты-аккумуляторы радионуклидов; разработаны математические модели поведения радионуклидов, которые позволяют прогнозировать их содержание в основных компонентах лесных биогеоценозов. Полученные данные являются теоретической основой ведения лесного хозяйства на радиоактивно загрязненных территориях.

Литература

1. Аккумуляция ^{137}Cs дикорастущими грибами и ягодами Полесья Украины / А.А. Орлов [и др.] // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 2000. Вып. 1 (7). С. 44–53.
2. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. Москва: Наука, 1977. 144 с.
3. Богачев А.В. Миграция Са и ^{90}Sr в системе почва-растение // Вопросы лесной радиоэкологии. Москва: МГУЛ, 2000. С. 89–101.
4. Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. Накопление Cs-137 в пищевой продукции леса // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 1996. Вып. 4. С. 31–35.
5. Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. О вариабельности накопления ^{137}Cs сосной обыкновенной // Весці НАН Беларусі. Сер. біял. навук. 2003. № 1. С. 24–29.
6. Булавик И.М., Переволоцкий А.Н., Потылкин Н.А. Радиоэкологические основы дифференцированного лесопользования на загрязненных радионуклидами территориях // Проблемы лесоведения и лесоводства: сб. науч. тр. / Ин-т леса НАН Беларуси. Гомель, 2001. Вып. 53. С. 410–415.
7. Булко Н.И., Митин Н.В. Миграция и накопление ^{137}Cs в сосновых типах леса на сопряженных участках ландшафта // Проблемы лесоведения и лесоводства: сб. науч. тр. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1998. Вып. 49. С. 136–148.
8. Вассер С.П., Гродзинская В.В. Радиоцезий в макромицетах Украины // Радиобиологический съезд, Киев, 20–25 сентября 1993 г.: в 5 ч. Пушино, 1993. Ч. 1. С. 172.
9. Вертикальная миграция ^{137}Cs в болотных почвах в отдаленный период после аварии на ЧАЭС / Г.А. Подворко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44. № 4. С. 458–465.
10. Верховые болота – фитомиграционные радионуклидные аномалии / Н.В. Елиашевич [и др.] // Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение сферы (радиобиологические и медико-биологические последствия катастрофы на ЧАЭС): материалы Межд. науч. конф., Минск, 16–17 апреля 1998 г. Минск: МЧС Респ. Беларусь, Ин-т радиобиологии НАН Беларуси, 1998. С. 73.
11. Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС / Ю.Д. Абатуров [и др.]. Москва: Наука, 1996. 240 с.
12. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека / А.Н. Марей [и др.]. М.: Атомиздат, 1980. 188 с.
13. Гонтаренко И.А. Моделирование миграции ^{137}Cs в лесных экосистемах. Оценка радиологических последствий и эффективности защитных мероприятий при радиоактивном загрязнении: автореф. на соиск. ученой степ. канд. биол. наук: 03.00.01. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2001. 22 с.
14. Дворник А.М., Жученко Т.А. Модель Forestdose-Internal формирования дозы внутреннего облучения от леса // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 2000. Вып. 1(7). С. 139–148.
15. Дворник А.М. Радиоэкологическая оценка лесных экосистем после ядерных аварий: методология, моделирование, прогноз: автореф. на соиск. ученой степ. докт. биол. наук: 06.03.03, 03.00.16. Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 1998. 40 с.
16. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз / Д.А. Криволуцкий [и др.]. Москва: Наука, 1988. 240 с.

17. Демків О.Т. Деякі закономірності розподілу радіоактивних ізотопів в органах високогірних рослин Карпат // Укр. ботан. журн. 1967. № 6. С. 50–54.

18. Деякі методичні аспекти вивчення забруднення лісових екосистем радіонуклідами / М.М. Калетник [та інш] // Лісовий журнал. 1995. № 2. С.5–6.

19. Долин В.В., Орлов А.А. Оценка скорости самоочищения ландшафтов Полесья на основе анализа биохимических потоков радионуклидов // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 2004. Вып. 4(10). С. 49–61.

20. Закономерности многолетней динамики содержания ^{137}Cs в компонентах основных биогеоценозов в Полесье Украины / А.А. Орлов [и др.] // Проблемы лесоведения и лесоводства: сб. науч. тр. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 2001. Вып. 52. С. 180–190.

21. Закономерности распределения радиоактивных продуктов деления глобальных выпадений в лесах Севера Европейской части СССР / М.А. Нарышкин [и др.] // Лесоведение. 1975. № 4. С. 104.

22. Зибцев С.В., Зибцева О.В. Особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных почвах главных типов лесообразующих условий зоны отчуждения ЧАЭС и их переход в лесообразующие породы // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 1999. Вып. 6. С. 39–51.

23. Иванов Ю.А. Радиоэкологическое обоснование долгосрочного прогнозирования радиационной обстановки на сельскохозяйственных угодьях в случае крупной ядерной аварии (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): дис. ... докт. биол. наук: 03.00.01. Обнинск, 1997. 356 с.

24. Израэль Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. Санкт-Петербург: Прогресс-погода, 1996. 355 с.

25. Иркиленко С.П., Дмитренко О.Г. Мобильность ^{137}Cs в системе «почва-со-сна обыкновенная» в зависимости от трофности почвы // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 2000. Вып. 7. С. 23–27.

26. К вопросу изучения радиоактивного загрязнения почвы в лесных экосистемах / В.П. Краснов [и др.] // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 1996. Вып. 4. С. 9–16.

27. К вопросу о роли высших грибов в биогеохимической миграции ^{137}Cs в лесных экосистемах. / А.И. Щеглов [и др.] // Чернобыль-94. Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС: материалы IV Междунар. научно-техн. конф.: в 2 т. Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 460–471.

28. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений. Санкт-Петербург: Наука, 1994. 256 с.

29. Крамер П.Д., Козловский Т. Физиология древесных растений: пер. с англ. М.: Лесная промышленность, 1983. 464 с.

30. Краснов В.П., Орлов А.А. Радиоэкология ягодных растений. Житомир: Вольт, 2004. 264 с.

31. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. Житомир: Вольт, 1998. 112 с.

32. Круглов С.В., Раев В.А. Параметры миграции радионуклидов церия, цезия, рутения и стронция в основных типах почв 30-км зоны ЧАЭС // Радиобиологический съезд, Киев, 20–25 сентября 1993 г.: в 5 ч. Пушино, 1993. Ч. 2. С. 528–529.

33. Кучма Н.Д., Бидна С.М. Накопление радионуклидов пищевой продукцией леса // Наука. Чернобыль-97: материалы научн.-практ. конф., Киев, 11–12 февраля 1998 г. Киев, 1998. С. 99.

34. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / Под общ. ред. акад. В.А. Ипатьева. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1999. 454 с.

35. Мамихин С.В. Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. 172 с.

36. Миграция и биологическое поглощение радиоцезия в лесных насаждениях / С.А. Демьяненко [и др.] // Чернобыль - 94. Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС: сб. докл. IV Междунар. научно-техн. конф.: в 2 т. Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 478–492.

37. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические процессы и моделирование / Под общ. ред. Р.М. Алексахина. М.: Энергоатомиздат, 1981. 98 с.

38. Многолетняя динамика коэффициента перехода Cs и Sr в структурные компоненты древостоя / А.И. Щеглов [и др.] // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 2004. Вып. 10. С. 62–76.

39. Модель круговорота ^{90}Sr в лесном биогеоценозе / Р.М. Алексахин [и др.] // Экология. 1976. № 3. С. 5–14.

40. Мозаичность радиоактивного загрязнения лесных экосистем / А.Н. Переволоцкий [и др.] // Лесная наука на рубеже XXI века: сб. науч. тр. Гомель: Ил НАН Беларуси, 1997. Вып. 46. С. 419–422.

41. Накопление и распределение ^{137}Cs в экосистеме соснового леса при различной плотности радиоактивного загрязнения почвы / С.В. Зибцев [и др.] // Чернобыль-94. Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС: сб. докл. IV Междунар. научно-техн. конф.: в 2 т. Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 485–499.

42. Накопление радионуклидов цезия различными видами шляпочных грибов на территории зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС. / О.Б. Цветнова [и др.] // Радиоэкологические аспекты последствий аварии на ЧАЭС: материалы II Всесоюз. научн.-техн. сов.: в 6 т. Чернобыль, 1990. Т. 6. Ч. 2. С. 273–305.

43. Накопление ^{90}Sr в годичных кольцах березы бородавчатой / Е.А. Федоров [и др.] // Экология. 1991. № 1. С. 79–80.

44. Некоторые закономерности распределения радиоактивных продуктов деления, оседающих в составе глобальных выпадений, в лесной растительности / А.А. Молчанов [и др.] // Лесоведение. 1968. № 6. С. 13–20.

45. Нифонтова М.Г., Алексахин В.Н. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в грибах, лишайниках и мхах из ближней зоны ЧАЭС // Экология. 1991. № 5. С. 26–30.

46. О влиянии гумуса и аморфных оксидов алюминия и железа на подвижность ^{137}Cs в почвах / В.П. Медведев [и др.] // Радиохимия. 1990. Т. 32. № 4. С. 113–118.

47. О влиянии подтопления на распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесном биогеоценозе / Т.В. Переволоцкая [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология, 2009. Т. 49. № 3. С. 291–301.

48. О миграции ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs и ^{144}Ce , оседающих с глобальными выпадениями, в лесном биогеоценозе / М.А. Нарышкин [и др.] // Лесоведение. 1973. № 3. С. 10–19.

49. О распределении важнейших радиоактивных продуктов деления и некоторых стабильных изотопов-носителей радионуклидов в лесной растительности Дальнего Востока / А.А. Молчанов [и др.] // Лесоведение. 1970. № 3. С. 13–21.

50. Основи лісової радіоекології / Під ред. Калетніка М.М. Київ: Дежкомлісгосп України, 1999. 254 с.

51. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва-растение / Б.С. Пристер [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. тр. Киев: Украинский науч.-исслед. ин-т с.-х. радиологии, 1992. Вып. 2. С. 108–117.

52. Особенности миграции ^{137}Cs в почвах частично мелиорированных радиоактивно загрязненных насаждений / Н.И. Булко [и др.] // Проблемы лесоведения и лесоводства: сб. науч. тр. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 2001. Вып.53. С. 143–146.

53. Особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве и накопления древесиной и корой сосны (*Pinus silvestris* L.) в различных условиях местопроизрастания / А.Н. Переволоцкий [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 4. С. 463–470.

54. Павлоцкая Ф.И. Состояние и формы нахождения радиоизотопов в глобальных выпадениях. М.: Атомиздат, 1974. 216 с.

55. Параметры сорбции радионуклидов Cs, Se, Ru песчаными почвами Украинского Полесья / С.Ю. Розов [и др.] // Материалы III Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии, Обнинск, 2–7 июля 1990: в 3 т. Обнинск, 1990. С. 23–24.

56. Переволоцкий А.Н. Некоторые особенности накопления ^{137}Cs съедобными грибами // Известия ГГУ им. Ф. Скорины: Биология. Гомель, 2001. № 4(13). С. 66–72.

57. Переволоцкий А.Н., Булавик И.М. Основы ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения. Минск: Белгослес, 2003. 144 с.

58. Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В. Оценка накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr ягодами черники и земляники в различных типах условий местопроизрастания // Проблемы лесоведения и лесоводства: сб. науч. тр. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 2010. Вып. 70. С. 479–491.

59. Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В. Прогнозирование вертикального распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных почвах Республики Беларусь // Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Том 52. № 6. С. 625–635.

60. Переволоцкий А.Н. Радиационно-экологическая обстановка в лесных биогеоценозах: динамика, факторы, прогноз (на примере региона аварии на Чернобыльской АЭС): автореф. на соиск. ученой степ. докт. биол. наук: 03.01.01. Обнинск, 2013. 40 с.

61. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. 255 с.

62. Поступление радионуклидов в древесные растения в зависимости от гетерогенности фитосреды / Б.С. Мартинович [и др.] // Экологический статус загрязненных радионуклидами территорий: материалы Междунар. рабочего совещ. по Чернобыльской экологической исследовательской сети, Минск, 19–20 апреля 1995 г. Минск, 1995. С. 87.

63. Прикладная радиоэкология леса / Под ред. В.П. Краснова. Житомир: Полесье, 2007. 680 с.

64. Пристер В.С., Ткаченко В.С. Распределение гамма-излучающих радионуклидов по различным компонентам хвойного леса в течение двух лет после радиоактивного загрязнения // I Всесоюзный радиобиологический съезд. Москва, 1989. С. 100.

65. Проблемы лесной радиоэкологии: сб. науч. тр. / Под науч. ред. Р.М. Алексахина. М: Гидрометеиздат, 1979. Вып. 38. 75 с.

66. Прогнозирование миграции ^{137}Cs по лесным цепочкам / С.И. Спиридонов [и др.] // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: материалы Междунар. науч. конф., Москва, 24–26 апреля 2000 г.: в 3 т. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2000. Т. 2. С. 238–244.

67. Прогнозирование миграции цезия-137 в почвах / И.Е. Константинов [и др.] // Почвоведение. 1974. № 5. С. 54–58.

68. Прохоров В.М., Гинзбург Л.Р. Моделирование процесса миграции радионуклидов в лесных экосистемах // Экология. 1971. № 5. С. 11–19.

69. Радиационный мониторинг в лесах России / В.А. Шубин [и др.] // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 1996. Вып. 4. С. 17–24.

70. Радиоактивное загрязнение территории Беларуси (В связи с аварией на ЧАЭС) / Под общ. ред. В.И. Парфенова и Б.И. Якушева. Минск: Наука и техника, 1995. 582 с.

71. Радиоэкологические и лесоводственные последствия загрязнения лесных экосистем зоны отчуждения / Н.Д. Кучма, Н.П. Архипов, И.С. Федотов [и др.] // Чернобыль: Препринт. Техн. Центр НПО Припять, 1994. 53 с.

72. Распределение радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в радиальном направлении ствола / А.З. Гайдуль [и др.] // Лес, наука, молодежь: Материалы междунауч. конф. (Гомель, 5–7 октября 1999 г.): в 2 т. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1999. Т. 2. С. 19–21.

73. Распределение ^{137}Cs в системе «почва-мох» Украинского Полесья / А.В. Пушкарев [и др.] // Чернобыль-94. Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС: материалы IV Междунар. научно-техн. конф.: в 2 т. Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 518–522.

74. Роль лесных подстилок в миграции элементов-техногенных загрязнителей / А.И. Щеглов [и др.] // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Екатеринбург: Бизнес-проект, 2005. Вып. 6. С. 248–268.

75. Сак М.М. Аккумуляция цезия-134, 137 разновозрастными растениями сосны обыкновенной // Экологический статус загрязненных радионуклидами территорий: материалы Междунар. рабочего совещания по Чернобыльской исследовательской сети, Минск, 19–20 апреля 1995г. Минск, 1995. С. 113.

76. Сак М.М. Баланс радиоцезия в компонентах сосновых фитоценозов // Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность: материалы III съезда по радиационным исследованиям, Москва, 14–17 октября 1997 г.: в 3 т. Пущино, 1997. Т. 2. С. 366–367.

77. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Алексахина Р.М. и Корнеева Н.А. М.: Экология, 1992. 400 с.

78. Сертификация лесных ресурсов по радиационному признаку, как основа получения нормально-чистой продукции лесного хозяйства на загрязненной радионуклидами территории / К.Д. Мухамедшин [и др.] // Вопросы лесной радиоэкологии. Москва: МГУЛ, 2000. С. 7–46.

79. Силантьев А.Н., Шкуратова А.Н. Обнаружение промышленных загрязнений почвы и атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. М.: Атомиздат, 1984. 156 с.

80. Содержание ^{137}Cs в кольцах годичного прироста сосны обыкновенной и возможность использования древесной продукции в условиях высокого радиоактивного загрязнения / С.П. Иркиленко [и др.] // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 2004. Вып. 5. С. 22–28.

81. Соколов В.Е., Криволуцкий Д.А., Усачев В.Л. Дикие животные в глобальном радиоэкологическом мониторинге. М.: Наука, 1989. 160 с.

82. Спиридонов С.И. Лесные экосистемы: прогноз последствий радиоактивного загрязнения и обоснование защитных мероприятий: автореф. на соиск. ученой степ. докт. биол. наук: 03.00.01. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2003. 48 с.

83. Сравнительная оценка биологической доступности ^{137}Cs в почвах лесных экосистем различного типа / С.В. Фесенко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2002. Т. 42. № 4. С. 440–447.

84. Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М.: Атомиздат, 1972. 176 с.

85. Турчак Ф.М., Дмитренко О.Г. Распределение ^{137}Cs в компонентах соснового биогеоценоза // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. науч. тр. Житомир: Полесская АЛНИС, 2000. Вып. 1(7). С. 96–101.

86. Тюрюканова Э.Б. Радиохимия почв полесий Русской равнины (на примере Мещерской низменности). М.: Наука, 1974. 156 с.

87. Факторы, влияющие на загрязнение ^{137}Cs древесины основных лесобразующих пород / А.В. Барабошкин [и др.] // Проблемы лесоведения и лесоводства: сб. науч. тр. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 2005. Вып. 63. С. 451–454.

88. Федоров В.Н., Елиашевич Н.В. Аккумуляция радионуклидов в плодовых телах макромицетов // Радиационная биология. Радиоэкология. 2000. Т. 40. № 6. С. 702–709.

89. Фрид А.С. Механизмы и модели миграции ^{137}Cs в почвах // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 6. С. 667–674.

90. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 1999. 268 с.

91. Якушев Б.И. Основные пути миграции радионуклидов Чернобыльской катастрофы в природно-растительных комплексах // Десять лет после Чернобыльской катастрофы (научные аспекты проблемы): материалы Межд. научн. конф., Минск, 28–29 февраля 1996 г. Минск: Академия Наук Беларуси, 1996. С. 30.

92. Accumulation of radiocesium and trace elements in mushrooms collected from Japanese forests / S. Yoshida [et al.] // Ten years terrestrial radioecological research following the Chernobyl accident: Proc. of the Intern. Symp. on Radioecology. 1996. PP. 251–258.

93. A comparison of three models of ^{137}Cs transfer in forest ecosystems / R. Avila [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 2001. Vol. 55. PP. 315–327.

94. A dynamic model for evaluating radionuclide distribution in forest from nuclear accident / W.R. Shell [et al.] // Health Physics. 1996. Vol. 70. № 3. PP. 318–335.

95. Auerbach S.I., Olson J.S., Waller H.D. Data on activity transfer to the forest floor // Radioecological Concentration Processes. 1967. P. 467.

96. Belli M., Tikhomirov F. EUR 16531 – The behaviour of radionuclides in natural and semi-natural ecosystems // European Commission, Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities. 1996. № 8. P. 136.

97. Bunzl K., Kracke W. Accumulation of fallout ^{137}Cs in some plants and berries of the family Ericaceae. 1986. № 50. Pp. 540–542.

98. Estimating future radiocesium contamination of fungi on the basis of behavior patterns derived from past instances of contamination / W. Ruhm [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 1998. V. 39. № 4. Pp. 129–147.

99. Frissel M., Reiniger P. Simulation of accumulation and leaching in soils // Centre of Agricultural Pulshshing and Documentation. 1974. Pp. 121–186.

100. Frissel M. The impact of extreme environmental conditions, as occurring in natural ecosystems, on the soil-to-plant transfer of radionuclides: Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. London; New York: Elsevier Applied Science. 1990. Pp. 40–47.

101. Gerzabek M., Hauhold E., Horak O. Radioaktivitat in Pilzen // Boden Rulter. 1988. Vol. 39. № 1. Pp. 37–52.

102. Horyna J., Randa Zd. Uptake of radiocesium and alkali metals by mushrooms // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 1988. Vol. 127. № 2. Pp. 107–120.

103. Jacob P., Likhtarev I. EUR 16541 – Pathway analysis and dose distributions // European Commission, Luxemburg: office for Official Publications of the European Communities. 1996. Vol. 8. 130 p.

104. Juo A.S.R., Barber S.A. The retention of Strontium by soils as influenced by pH, organic matter and saturation cations // Soil science. 1970. Vol. 109. № 3. Pp. 143–147.

105. La radiocontamination des champignons suaves en Belgique au Luxembourg apres l'accident nucleaire de Tchernobyl / O. Guallite [et al.] // Soc. R. Bot. Belg. 1987. № 9. Pp. 79–93.

106. Mascanzoni D. Uptake of Sr-90 and Cs-137 By mushrooms following the Chernobyl accident // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. London; New York: Elsevier Applied Science, 1990. Pp. 459–467.

107. Muramatsu Y., Yoshiba S., Sumjya M. Concentration of radiocesium and potassium in basidiomycetes collected in Japan // The Science of the Total Environment. 1991. Vol. 105. Pp. 29–39.

108. Radioactive contamination mushrooms in Northeast Italy following the Chernobyl accident / G. Battiston [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 1989. Vol. 9. № 1. Pp. 53–60.

109. Radionuclide transfer in forest ecosystems: Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments / P. Calmon [et al.]. 2009. Pp. 333–380.

110. Rantavaara A.H. Radioactivity of vegetables and mushrooms in Finland after Chernobyl accident in 1986 // Finish Report Centre for Radiation and Nuclear Safety, A59. 1987. 88 p.

111. Rantavaara A.H. Transfer of radiocaesium through natural ecosystems to foodstuffs of terrestrial origin in Finland // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. 1990. Pp. 202–209.

112. Roemmelt R., Hiersche L., Wirth E. Uptake of $^{134+137}\text{Cs}$ by higher fungi (Basidiomycetes) in terrestrial ecosystem // Impact accidents orig. nucl. environ.: Precedings 4 Symp. int. radioecol. Cadarache: in 2 p. Cadarache, 1988. P. 2. Pp. 151–161.

113. The role of the forest products in the formation of internal exposure dose to the population of Russia after the Chernobyl accident / G. Bruk [et al.] // Contaminated Forests. Recent developments in risk identification and future perspectives / Eds. I. Linkov and W.R. Schell: Series 2: Environmental Security. 1999. Vol. 58. Pp. 343–352.

114. Witkamp M. Environmental effects on microbial turnover of some mineral elements. Pt. II. Biotic factors // Soil Biol. Biochem. 1969. Vol. 1. № 3. P. 177.

ГЛАВА 7. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ И МОДЕЛИРОВАНИЕ ПОВЕДЕНИЯ ^{137}Cs В ЛУГОВЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Анисимов В.С., Спиридонов С.И.

Среди природных экосистем особое значение имеют луговые экосистемы, которые во многих случаях определяют уровни загрязнения продукции животноводства – одного из ведущих источников формирования внутреннего облучения населения. В ряде ситуаций вклад продукции животноводства в формирование дозовых нагрузок является преобладающим, что делает луговые экосистемы «критическими» в случае радиационных аварий. Основным компонентом луговых экосистем, определяющим интенсивность поступления радионуклидов в растительность и дальнейшее их перемещение по пищевым цепям, является почва, которую можно рассматривать как депо, аккумулирующее радионуклиды. К числу основных процессов, оказывающих воздействие на доступность радионуклидов для корневого поглощения, следует отнести процессы их обратимой и необратимой фиксации различными фракциями почвы, а также вертикальный перенос по почвенному профилю.

Разнообразие луговых экосистем обусловлено влиянием на их формирование множества факторов: ландшафтные характеристики и гидрологический режим территорий, почвенно-климатические условия, видовой состав травостоя и др. В свою очередь, свойства луговых экосистем определяют различия в темпах миграции радионуклидов в системе: почва - травостой - продукция животноводства - рацион питания человека. Значимость луговых экосистем как источника поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию определяет необходимость изучения и определения количественных параметров процессов миграции с целью их дальнейшего использования для прогнозирования, разработки реабилитационных мероприятий и оценки радиационной обстановки на территориях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС.

7.1. Вертикальная миграция радионуклидов в луговых экосистемах

Выпавшие на поверхность почвы после аварии на ЧАЭС радионуклиды мигрируют под воздействием природных процессов по вертикали почвенных профилей. Скорость миграции зависит от физико-химических свойств радиоактивных выпадений, погодных-климатических условий, свойств почв, ландшафтных и гидрологических характеристик территории. К процессам, вызывающим миграцию радионуклидов в почвах, относятся: конвективный перенос; диффузия свободных и адсорбированных ионов; перенос по кор-

невым системам растений; перенос на мигрирующих коллоидных частицах (лессиваж); роющая деятельность почвенных животных; хозяйственная деятельность человека [16]. Интенсивность и продолжительность действия этих факторов обуславливают различия в характере распределения радионуклидов по профилю почвы.

Экспериментальные исследования вертикальной миграции. В 1990–1996 гг. были проведены комплексные исследования по оценке параметров вертикальной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах в луговых экосистемах различных типов, загрязненных после аварии на ЧАЭС [10]. Исследования проводились в различных почвенно-климатических зонах на территории России, Украины и Белоруссии. При выборе экспериментальных участков была поставлена задача охватить основные типы лугов и максимально возможный спектр почв различных типов (таблица 7.1).

Таблица 7.1. Характеристика экспериментальных участков

Группы почв	Расположение участков	$\text{pH}_{\text{кпл}}$	H_t	ЕКО	Гумус, %
			мг-экв/100 г почвы		
Суходольные луга					
Песчаные	Калужская область	4,2–4,3	3,3–3,6	–	2,2–2,6
Супесчаные среднесуглинистые	Калужская область	4,4–5,3	2,3–3,6	3,8–5,1	3,9–4,8
Низинные луга					
Легкосуглинистые	Калужская область	4,3–4,4	4,7–5,4	3,6–6,0	2,1–2,4
Торфяные	Брянская область	7,2–7,4	–	156–164	20–26
Пойменные луга					
Легкосуглинистые	Калужская область	4,3–4,7	3,8–4,7	2,9–5,4	3,3–3,8
Торфяные	Брянская область	7,2–7,4	–	160–164	26–28
Болотные луга					
Переходный торфяник	Брянская область	5,1–5,5	66–74	100–120	43,8
Низинный торфяник	Брянская область	3,6–3,9	150–155	130–144	43–49

На загрязненной в результате аварии территории широко представлены суходольные луга, сформировавшиеся при периодическом промывном, десуктивно-выпотном водном режиме, с глубокими грунтовыми водами. Почвенный покров суходольных лугов в зоне загрязнения представлен практически всеми основными типами почв: от дерново-подзолистых песчаных до тяжелосуглинистых черноземов. Однако на территории с наиболее высокими уровнями загрязнения в основном распространены кислые малоплодородные почвы легкого гранулометрического состава (Украинское и Белорусское Полесье, Брянская и Калужская области). Для почв этого типа характерны высокая кислотность, невысокая емкость катионного обмена, низкая степень насыщенности основаниями и обеспеченности элементами питания. Это обуславливает высокие скорости протекания почвенных процессов.

Пойменный тип луга характеризуется паводковым водным режимом. При этом почвы периодически затапливаются на срок от 15 до 30 дней. Грунтовые воды расположены на глубине 0,5–2,5 м и ниже. Почвы дерново-луговые, слоистые, на влажных и сырых местах дерново-глеевые.

Низинные луга расположены в более глубоких понижениях с застаивающимися водами на водоразделах, в долинах рек, у подножия склонов и т. д. Водный режим – от умеренного до избыточного, грунтовые воды устойчивые, часто выходят на поверхность. Почвы луговые, минеральные, оторфованные или торфянистые.

Болотные луга расположены в более глубоких понижениях. Водный режим, как правило, водонасыщенный или периодически водонасыщенный. Грунтовые воды расположены на глубине 0,5–1,5 м, часто выходят на поверхность. Почвы торфянистые, торфяно-глеевые, торфяно-лугово-болотные.

Экспериментальные исследования показали, что вертикальная миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных видах природных лугов после аварии на ЧАЭС протекает довольно медленно, радионуклиды в основном сосредоточены в слоях 0–5 или 0–10 см (рисунок 7.1).

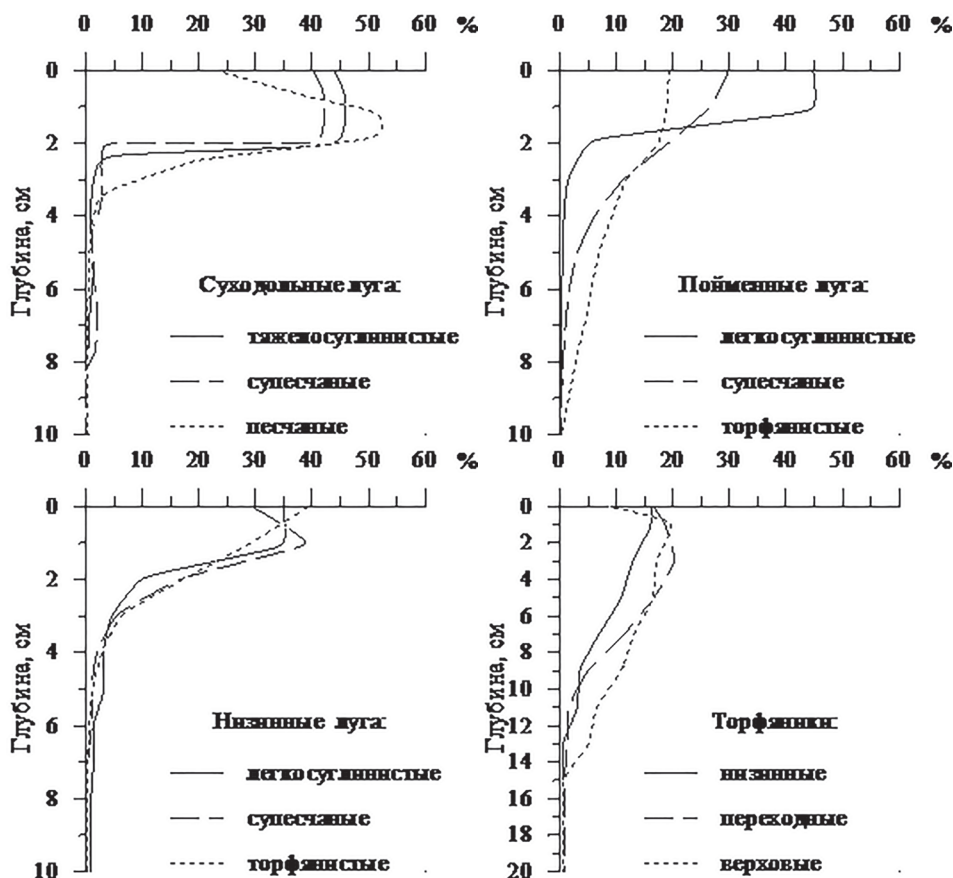


Рисунок 7.1. Вертикальное распределение ^{137}Cs по профилю почв на лугах различных типов в 1993–1994 гг. [34]

Характер распределения радионуклидов в профиле почв зависит от типа луга, режима его увлажнения, погодных условий и почвенных характери-

стик. Сопоставление количественных параметров показывает, что миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах на суходольных лугах протекает существенно медленнее, чем на пойменных, низинных и болотных. Наиболее быстрая миграция характерна для торфяных почв. Несмотря на то что через 7–8 лет после аварии основная часть ^{90}Sr и ^{137}Cs находится в слое 0–5 см, радионуклиды «чернобыльского» происхождения зарегистрированы в торфяных почвах и на глубине до 20 см. В торфяных почвах процесс вертикальной миграции происходит интенсивнее, чем в минеральных почвах. В них только 40–70% радионуклидов сосредоточены в слое 0–5 см, в то время как в минеральных почвах – более 90%. Высокая скорость миграции ^{137}Cs в почвах на болотных лугах обусловлена, с одной стороны, специфическими почвенными свойствами (повышенная кислотность, низкое содержание физической глины, значительное содержанием неразложившегося органического вещества и др.) и водным режимом почв, а с другой – следует учитывать влияние ежегодного интенсивного отмирания биомассы. В результате действия этих процессов произошло смещение максимума концентрации ^{137}Cs на торфяниках на глубину 3–5 см.

В отличие от торфяников суходольные луга формируются при недостатке увлажнения на минеральных почвах с высокой сорбционной способностью. Благодаря этому, ^{137}Cs на суходольных лугах значительно медленнее мигрирует вниз по профилю, причем до 90–95% радионуклидов сосредоточено в верхнем слое 0–5 см.

Полученные результаты показали, что вынос ^{137}Cs на суходольном лугу с дерново-подзолистой супесчаной почвой с гравитационным током влаги из слоя почвы 0–2 см в нижележащие слои составил за вегетационный период с апреля по сентябрь 1990 г. от 0,006 до 0,060%. Различия в выносе зависели от типа радиоактивных выпадений и времени после аварии [2].

Моделирование вертикальной миграции. Разработка моделей вертикальной миграции радионуклидов в почвах направлена на достижение двух основных целей. Первая из них – прогноз доз внешнего облучения населения γ -излучающими нуклидами, распределенными в почве; вторая – оценка скорости самоочищения корнеобитаемого слоя почвы и определение роли этого процесса в снижении доступности радионуклидов для включения в трофические цепочки.

Для получения адекватных прогнозных оценок интенсивности миграции радионуклидов в различных почвенно-климатических условиях большинством исследователей применяются следующие математические модели: конвективно-квазидиффузионная; экспоненциальная двухкомпонентная; квазидиффузионная двухкомпонентная. Наиболее распространенным является подход, развитый для ^{90}Sr в работах В.М. Прохорова [16], основанный на диффузионных и конвективно-диффузионных представлениях. После аварии на ЧАЭС были проведены исследования по оценке параметров вертикальной миграции радионуклидов в различных типах почв. Установлено, что перераспределение радионуклидов в почвах удовлетворительно описывается двухэкспоненциальной моделью [16, 26, 27]. Для периода с 1987 по 1989 гг. кажущиеся коэффициенты диффузии ^{137}Cs для различных типов почв варьировали в широких пределах 0,05–1,4 см²/год [5, 21, 26].

Опыт применения этой модели показал, что во многих случаях в почве можно выделить две фракции радионуклидов, различающиеся по своей миграционной способности: «быструю» и «медленную» компоненты. В этом случае конвективно-диффузионная модель применяется к каждой из этих фракций отдельно, а концентрация радионуклидов в любой точке задается как сумма этих компонент. По данным полученным после аварии на ЧАЭС вклад «медленной» компоненты миграции является определяющим – от 66 до 90% для ^{137}Cs и 95–98% для ^{90}Sr [5, 25]. Скорость миграции зависит от типа почв и вида угодий – коэффициенты квазидиффузии ^{137}Cs для суходольных лугов в среднем в 3 раза ниже, чем для пойменных [26]. Экологические периоды получищения слоя почвы 0–5 см составили 14–30 лет [21, 25]. Скорость очищения корнеобитаемого слоя почв для ^{90}Sr в 2 раза выше, чем для ^{137}Cs , при этом кажущиеся коэффициенты диффузии, соответственно, были в 5–10 раз выше. Необходимо отметить, что в основном исследования были проведены в первые годы после аварии и носили фрагментарный характер. Опубликован ряд работ по оценке количественных параметров миграции радионуклидов в загрязненных районах Беларуси, России и Украины, в которых показано, что наиболее высокие скорости миграции радионуклидов отмечаются на торфяных почвах и почвах легкого гранулометрического состава, при этом параметры миграции ^{90}Sr в 1,5–15,0 раз выше, чем ^{137}Cs [4, 6, 33]. Отмечено также влияние типа выпадений на скорости получищения корнеобитаемого слоя почв [31].

После аварии на Чернобыльской АЭС были разработаны принципиально новые модели, которые учитывают изменение мобильности ^{137}Cs в результате фиксации его в почве [15]. Концептуальная схема модели включает в себя четыре компартмента, которые соответствуют содержанию ^{137}Cs в обменной и подвижной формах. В качестве фиксированной формы рассматривается остаточное количество радионуклида после проведения исследовательской экстракции различными реагентами [18]. К основным преимуществам этой модели относят то, что она позволяет дать долгосрочный прогноз вертикального распределения подвижных форм ^{137}Cs в почве и может быть использована для адекватной оценки периодов полуснижения содержания радионуклидов в корневой зоне растений.

Модель конвективно-квазидиффузионного переноса. Поскольку миграция радионуклидов происходит вследствие не только диффузии, но и переноса с током почвенной влаги, то необходимо учитывать оба эти процесса. При таком подходе можно более точно описать поведение радионуклидов в почвенном профиле. Уравнение, представляющее процесс миграции с учетом конвективного (направленного) переноса, имеет вид [3, 9, 16]:

$$\frac{\partial q(x,t)}{\partial t} - \frac{D(x,t)\partial^2 q(x,t)}{\partial x^2} - \frac{\omega \partial q(x,t)}{\partial t} - \lambda q(x,t) \quad (7.1)$$

где $q(x,t)$ – средняя по всем фазам концентрация радионуклидов; $D(x,t)$ – эффективный коэффициент квазидиффузии; ω – линейная скорость конвективного переноса радионуклидов; λ – постоянная радиоактивного распада.

Экспоненциальная двухкомпонентная модель. Многочисленные исследования показали, что в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС распределение

радионуклидов по вертикальному профилю почв, особенно в первые годы после выпадений, описывались двухкомпонентной экспоненциальной зависимостью общего вида:

$$C_x = C_0 [a_1 \exp(-\lambda_1 X) + a_2 \exp(-\lambda_2 X)] \quad (7.2)$$

где C_0 и C_x – концентрация нуклида в поверхностном слое и на глубине X ; λ_1 и λ_2 – постоянные скорости заглупления фракций радионуклидов, доля которых в поверхностном слое составляет a_1 и a_2 , соответственно [11, 19, 21].

Квазидиффузионная двухкомпонентная модель построена на предположениях, что процесс квазидиффузионный и в выпадениях выделяется две компоненты радионуклидов, характеризующиеся различными скоростями переноса. Различия в скоростях переноса могут быть обусловлены различными физико-химическими формами выпадений радиоактивных веществ либо различиями в подвижности обменных форм радионуклидов в разных генетических горизонтах почв. Почва в этом случае рассматривается как среда, состоящая из трех фаз: твердой (почвенные частицы), жидкой (почвенная влага) и газообразной (почвенный воздух). Все многообразие процессов, от которых зависит перемещение радионуклидов по профилю почв, сводится к двум их результирующим, описываемым обобщенными параметрами, относящимися ко всем фазам одновременно. При условии наличия динамического равновесия между радионуклидами, находящимися в твердой и жидкой фазах почвы, было предложено и обосновано использование при описании миграции радионуклидов уравнения конвективной диффузии (уравнение 7.2). Применение данного уравнения при исследовании миграции радионуклидов в луговых экосистемах имеет некоторые особенности. Большая часть выпавших радионуклидов на начальный момент аккумулирована в верхнем слое почвы, другая – относительно более подвижна и способна мигрировать с большей скоростью. В этом случае следует учитывать две составляющие переноса для определения распределения радионуклидов по профилю. На основании этого была использована двухкомпонентная конвективно-квазидиффузионная модель миграции, в которой «медленная» компонента является интегральной величиной, отражающей перемещения радионуклидов в слое почвы с максимальным относительным объемом корней растений и дальнейший их переход в относительно более мобильное состояние. «Быстрая» компонента является результирующей действия основных почвенных процессов (диффузии, инфильтрации, лес-сиважа, кольматации и т. д.). Формальное выражение этих двух слагаемых аналогично начальному уравнению:

$$\frac{\partial q(x,t)}{\partial t} = \frac{(D_1(x,t) + D_2(x,t)) \partial^2 q(x,t)}{\partial x^2} - \frac{(\omega_1 + \omega_2) \partial q(x,t)}{\partial x} - \lambda q(x,t) \quad (7.3)$$

где использованы те же обозначения, что и для уравнения (7.2). Это позволяет применять предложенную модель миграции при проведении экспрессных расчетов при ограниченном количестве экспериментальных данных (например, вертикального распределения радионуклида в некоторый момент времени).

С использованием компьютерной программы, созданной на основании уравнения 7.3, были обработаны экспериментальные данные по вертикальному распределению ^{137}Cs и ^{90}Sr в профилях почв из 30-километровой зоны ЧАЭС, Украинского и Белорусского Полесья, Ровенской области на Украине, двух областей Белоруссии и трех областей России [30]. Получены количественные параметры вертикальной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr и рассчитаны на их основе периоды получищения корнеобитаемого слоя (10 см) почв (таблица 7.2). Наибольшие коэффициенты квазидиффузии характерны для болотных лугов, расположенных на верховых, низинных и переходных торфяниках, где они варьируют от 0,097 до 0,464 $\text{см}^2/\text{год}$ для «медленной» компоненты и от 0,40 до 1,28 $\text{см}^2/\text{год}$ – для «быстрой». Средние параметры квазидиффузии и конвективного переноса ^{137}Cs на суходольных лугах в 4–5 раза ниже, чем для торфяников и составляют 0,015–0,062 и 0,09–1,39 $\text{см}^2/\text{год}$, соответственно, для «медленной» и «быстрой» компонент. Основной вклад вносит «медленная» компонента миграции. Для суходольных лугов характерно варьирование параметров в зависимости от гранулометрического состава почв – коэффициент квазидиффузии для «быстрой» компоненты для почв тяжелого гранулометрического состава в 1,9–15,4 раза меньше по сравнению с песчаными и супесчаными почвами. Низинные и пойменные луга по величинам параметров миграции радионуклидов в почве занимают промежуточное положение между суходольными и болотными.

Таблица 7.2. Количественные параметры вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах в луговых экосистемах различных типов, 1992–1993 гг. [24]

Тип почвы	D_1	ω_1	D_2	ω_2	$PD_1, \%$	T_{ac}	T_{eff}
1	2	3	4	5	6	7	8
Суходольные луга							
Выщелоченный чернозем тяжелосуглинистый	0,032	0,09	0,74	<0,01	83,7	143	25
Выщелоченный чернозем тяжелосуглинистый	0,033	0,11	0,99	<0,01	77,8	118	24
Темно серая лесная тяжелосуглинистая	0,039	0,10	0,39	0,34	90,5	112	24
Дерново-подзолистая легкосуглинистая	0,046	0,12	0,25	0,70	90,2	99	23
Дерново-подзолистая супесчаная	0,047	0,14	0,24	0,72	89,5	86	22
Дерново-подзолистая супесчаная	0,044	0,16	0,10	0,33	72,5	70	21
Дерново-подзолистая супесчаная	0,062	0,19	0,23	0,32	61,7	58	20
Дерново-подзолистая песчаная	0,048	0,16	0,17	0,60	95,6	73	21
Дерново-подзолистая песчаная	0,038	0,21	0,19	0,42	93,5	55	20
Дерново-подзолистая песчаная	0,045	0,16	0,16	0,28	55,6	67	21
Дерново-подзолистая песчаная	0,031	0,15	0,23	0,23	48,5	70	21
Дерново-подзолистая песчаная	0,031	0,14	0,54	0,15	66,5	83	22
Дерново-подзолистая песчаная	0,020	0,15	0,14	0,48	83,4	72	21
Дерново-подзолистая песчаная	0,015	0,11	0,09	0,25	62,0	93	23
Пойменные луга							
Дерново-подзолистая оглеенная легкосуглинистая	0,044	0,11	0,46	0,26	89,7	109	24
Дерново-подзолистая супесчаная	0,017	0,12	0,15	0,26	87,8	96	23
Дерново-подзолистая супесчаная	0,014	0,11	0,41	0,30	45,9	94	23
Дерново-подзолистая супесчаная	0,017	0,12	0,16	0,31	30,7	74	22
Дерново-подзолистая супесчаная	0,049	0,16	0,66	0,48	28,7	51	19
Дерново-подзолистая супесчаная	0,098	0,26	0,31	0,67	83,2	45	18

Окончание таблицы 7.2							
1	2	3	4	5	6	7	8
Торфянистая	0,108	0,14	0,42	0,57	49,2	72	21
Низинные луга							
Дерново-подзолистая грунтово-оглеенная легко-суглинистая	0,044	0,15	0,80	0,33	62,5	74	22
Дерново-подзолистая супесчаная	0,033	0,18	0,18	0,29	45,0	45	17
Дерновая супесчаная	0,029	0,21	0,18	0,35	51,4	93	23
Дерново-подзолистая песчаная	0,071	0,13	0,31	0,49	40,9	71	21
Торфянисто-подзолистая оглеенная супесчаная	0,036	0,11	0,18	0,24	53,8	48	19
Торфянисто-подзолистая супесчаная	0,060	0,21	0,40	0,48	74,3	46	18
Торфянисто-подзолистые	0,014	0,11	0,10	0,25	37,4	85	22
Торфянисто-подзолистые	0,017	0,12	0,11	0,29	34,1	77	22
Торфянисто-подзолистые	0,033	0,28	0,02	0,71	64,4	38	17
Болотные луга							
Низинный торфяник	0,219	0,20	0,41	0,81	24,5	15	10
Переходный торфяник	0,464	0,29	0,85	0,99	32,0	21	12
Переходный торфяник	0,097	1,58	0,40	0,71	43,1	16	10
Верховой торфяник	0,125	0,49	1,28	1,27	27,3	18	11

D_1, D_2 – коэффициенты квазидиффузии «медленной» и «быстрой» компонент ($\text{см}^2/\text{год}$); ω_1, ω_2 – коэффициенты конвективного переноса ($\text{см}/\text{год}$); PD_1 – доля радионуклидов «медленной» компоненты (%); T_{ec}, T_{eff} – экологический и эффективный периоды полуочищения корнеобитаемого почвы 0–10 см (лет)

Таким образом, использование двухкомпонентной конвективно-квазидиффузионной модели показало зависимость скорости вертикальной миграции ^{137}Cs от гидрологического режима лугов, типа и гранулометрического состава почв. Коэффициенты миграции ^{137}Cs в почвах уменьшаются в ряду: болотные луга > низинные луга > пойменные луга > суходольные луга.

Одним из основных интегральных параметров, используемых для прогноза радиологической обстановки, является период полуочищения корнеобитаемого слоя почвы – время, в течение которого содержание радионуклидов в корнеобитаемом слое почв уменьшается в 2 раза. Экологические (T_{ec}) и эффективные (T_{eff}) периоды полуочищения, т. е. рассчитанные без учета и с учетом радиоактивного распада, приведены для исследуемых лугов в таблице 7.3. Наиболее длительные периоды полуочищения почв от ^{137}Cs получены для суходольных лугов ($T_{ec} = 55–143$ года), а наименьшие ($T_{ec} = 15–21$ год) – для болотных лугов на торфяниках. По величине периодов полуочищения корнеобитаемого слоя почв луга располагаются в следующей последовательности: суходольные луга > пойменные луга > низинные луга > болотные луга. Этот показатель также имеет четкую зависимость от гранулометрического состава почв и увеличивается в ряду: песчаные и супесчаные почвы < легкие и средние суглинки < тяжелые суглинки. Показано, что с 1986 по 1994 гг. экологический период полуочищения корнеобитаемого слоя почв возрос для ^{137}Cs в 1,7–6,0 раз для суходольных и низинных лугов на разных типах почв (таблица 7.3). Это свидетельствует о постепенном замедлении процессов миграции ^{137}Cs в результате его необменной фиксации глинистыми минералами. В связи с этим оценки периодов полуочищения корнеобитаемого слоя почв, сделанные на основании данных, полученных в первый период после аварии, дают неоправданно оптимистичный прогноз.

Аналогичные расчеты были проведены по определению параметров миграции ^{90}Sr (таблица 7.4). Количественные параметры миграции ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs были выше для всех типов лугов. Коэффициенты квазидиффузии для «быстрой» компоненты на суходольных лугах варьируют от 0,08 до 0,65 см²/год, а на болотных – от 0,49 до 0,69 см²/год. Причем процесс очищения корнеобитаемого слоя, оцененный на основании периодов полуочищения, протекает для ^{90}Sr в среднем в 2 раза быстрее, чем для ^{137}Cs . Периоды полуочищения корнеобитаемого слоя почв для ^{90}Sr варьируют от 30 до 96 лет для суходольных лугов и от 13 до 18 лет – для низинных.

Таблица 7.3. Динамика параметров вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах лугов различных типов [24]

Тип почвы	Год	D_1	ω_1	D_2	ω_2	PD_1	T_{ec}	T_{off}
Суходольные луга								
Дерново-подзолистая Песчаная	1986	0,025	0,64	0,62	0,42	56,7	19	11
	1987	0,010	0,38	1,47	0,00	25,0	37	17
	1988	0,029	0,26	0,53	0,51	69,4	41	17
	1989	0,026	0,20	0,37	0,69	74,7	54	19
	1990	0,024	0,15	0,13	0,66	83,8	74	21
	1991	0,020	0,15	0,14	0,48	83,4	72	21
	1992	0,017	0,13	0,18	0,46	83,0	84	22
	1993	0,015	0,11	0,11	0,27	71,3	99	23
Выщелоченный чернозем, тяжелый суглинок	1987	0,092	0,35	0,31	0,24	71,5	38	17
	1989	0,033	0,11	0,99	<0,01	22,2	112	24
	1993	0,031	0,09	0,74	<0,01	83,7	143	25
Низинные луга								
Торфяно-подзолистая оглеенная супесчаная	1986	0,035	0,60	0,44	0,85	57,5	18	11
	1987	0,057	0,26	0,32	1,48	66,5	42	18
	1988	0,021	0,19	0,52	0,52	37,5	50	19
	1989	0,046	0,21	0,09	1,02	56,3	51	19
	1990	0,027	0,18	0,22	0,42	52,8	56	20
	1991	0,022	0,15	0,15	0,35	56,1	67	21
	1992	0,015	0,11	0,11	0,26	50,1	88	22
	1993	0,017	0,12	0,10	0,28	28,4	72	21
1994	0,013	0,10	0,25	0,48	65,3	111	24	

Таблица 7.4. Параметры вертикальной миграции ^{90}Sr в почвах лугов различных типов

Тип почвы	D_1	ω_1	D_2	ω_2	$PD_1, \%$	T_{ec}	T_{off}
1	2	3	4	5	6	7	8
Суходольные луга							
Дерново-подзолистая супесчаная	0,003	0,08	0,28	0,27	22,6	86	22
Дерново-подзолистая супесчаная	0,021	0,17	0,65	0,81	53,5	60	20
Дерново-подзолистая супесчаная	0,023	0,18	0,24	0,27	56,3	61	20
Дерново-подзолистая супесчаная	0,248	0,22	0,31	0,59	58,2	48	19
Дерново-подзолистая супесчаная	0,189	0,37	0,45	0,56	29,4	30	15
Дерново-подзолистая супесчаная	0,178	0,33	0,18	0,89	68,9	35	16
Дерново-подзолистая песчаная	0,077	0,12	0,08	0,44	66,1	96	23

Окончание таблицы 7.4							
1	2	3	4	5	6	7	8
Дерново-подзолистая песчаная	0,083	0,21	0,42	0,42	13,2	31	15
Дерново-подзолистая песчаная	0,016	0,11	0,19	0,27	63,5	92	23
Дерново-подзолистая песчаная	0,086	0,20	0,24	0,61	83,6	59	20
Дерново-подзолистая песчаная	0,023	0,12	0,21	0,34	53,9	87	22
Пойменные луга							
Дерново-подзолистая супесчаная	0,072	0,38	0,30	1,02	45,4	26	14
Торфяно-подзолистая оглеенная супесчаная	0,075	0,26	0,66	0,93	23,0	22	13
Торфянисто-подзолистая	0,068	0,24	0,62	0,75	31,6	35	16
Низинные луга							
Торфянисто-подзолистые	0,094	0,47	0,15	1,37	65,6	22	13
Торфянисто-подзолистые	0,036	0,21	0,33	0,59	82,3	52	19
Торфянисто-подзолистые	0,083	0,28	0,51	0,37	53,8	41	17
Болотные луга							
Переходный торфяник	0,078	0,15	0,69	1,03	22,5	18	11
Низинный торфяник	0,032	0,03	0,49	0,96	<1	13	9

Оценка вклада самоочищения в снижение содержания ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почвы. Уменьшение содержания радионуклидов в корнеобитаемом слое почвы определяется двумя процессами: выносом радионуклидов за пределы этого слоя и радиоактивным распадом. В зависимости от характеристик почвы и режима увлажнения луга вклад этих процессов может значительно различаться. Для оценки роли выноса радионуклидов из корнеобитаемого слоя почвы для периода времени, равного 100 годам после выпадений, было рассчитано уменьшение содержания ^{137}Cs в корневом слое отдельно для каждого из рассматриваемых процессов, а на основе этих результатов определен вклад выноса радионуклидов для рассмотренных типов лугов и почв. Полученные результаты позволяют сделать вывод, что самоочищение играет определяющую роль на почвах с избыточным увлажнением [17]. Так, на торфяных почвах (болотный луг) снижение содержания ^{137}Cs в почве на 99% обусловлено выносом радионуклидов из корнеобитаемого слоя. Несколько ниже вклад этого процесса на пойменных лугах (59% – на торфяной и 24% – на супесчаной почве). Незначителен вклад природных процессов в очищение почвы на суходольном (2,2%) и низинном лугах (5,4%). На основании полученных результатов можно заключить, что вклад природного самоочищения почв в снижение содержания ^{137}Cs в корнеобитаемом слое может колебаться в значительных пределах от 2 до почти 100%, что определяет широкую дифференциацию лугов по этому показателю.

Несмотря на то что уменьшение содержания ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почв носит неравномерный характер, для сравнительного анализа самоочищения почв различных типов и оценки роли процессов, определяющих это снижение, целесообразно использовать экологические периоды полувыведения радионуклидов из корнеобитаемого слоя почвы (T_{ec}). Результаты расчетов показывают, что значения T_{ec} варьируют в широком диапазоне в зависимости от характера водного режима и характеристик почв (таблица 7.5). Для суходольных лугов они достигают 2000 лет, в то время как для низин-

ных и пойменных лугов величина T_{ec} существенно меньше – от 60 до 500 лет. Значения T_{ec} для ^{137}Cs из корнеобитаемого слоя почв для луговых экосистем различных типов можно расположить в виде ряда в порядке убывания: суходольные луга (среднесуглинистые почвы) > суходольные луга (песчаные почвы) > низинные (влажные) луга (легкосуглинистые почвы) > пойменные луга (суглинистые почвы) > низинные луга (торфяные почвы) > пойменные луга (торфяные почвы) > болотные луга (торфяные почвы) [8, 17].

Таблица 7.5. Периоды полувыведения ^{137}Cs из корнеобитаемого слоя почвы для лугов различных типов, годы [17]

Группы почв	T_{ec}			T_{eff}
	95%-ные доверительные интервалы			
	Мода	Нижняя граница	Верхняя граница	
Суходольные луга				
Песчаные	1870	1380	2515	29,5
Супесчаные	2030	1690	2400	29,6
Среднесуглинистые	1970	1260	3070	29,5
Низинные луга				
Легкосуглинистые	530	403	692	28,4
Торфяные	280	200	387	27,1
Пойменные луга				
Супесчаные	440	220	890	28,1
Торфяные	60	49	73	20,0
Болотные луга				
Переходный торфяник	17,4	14,2	21,3	11,0
Низинный торфяник	26	19	35	13,9

В целом полученные результаты показывают, что вклад процессов вертикальной миграции в удаление ^{137}Cs из корнеобитаемого слоя почв луговых экосистем (особенно для суходольных лугов) является незначительным по сравнению с ролью радиоактивного распада. Исключение составляют болотные луга (торфяные почвы), для которых T_{ec} находится в диапазоне 17–26 лет. Выявленные различия в значениях T_{ec} в корневой зоне почвы в первую очередь могут быть связаны со специфическими особенностями миграции ^{137}Cs в лугах различного типа. Так, на болотных лугах (торфяная почва) в результате нарастания верхнего слоя почвы при торфообразовании происходит смещение наиболее загрязненного слоя в глубь почвы. Кроме того, в отличие от минеральных почв, имеющих жесткий минеральный скелет, торфяные почвы характеризуются невысокой плотностью сложения, что также приводит к повышенной подвижности радионуклидов.

7.2. Поведение радионуклидов в системе почва-травостой лугов

Луговые экосистемы характеризуются значительным разнообразием, что определяет различия в темпах миграции радионуклидов [10, 12–14, 29, 30, 34]. В результате аварии на ЧАЭС в зону загрязнения попали луга раз-

личных типов: суходольные, пойменные, низинные и болотные [20, 22, 23]. Почвенный покров загрязненных лугов представлен основными типами почв – от торфяных до черноземов. Поступление радионуклидов в травостой лугов имеет ряд особенностей:

- наличие дернины обуславливает в 2–3 раза более высокое поступление радионуклидов в травостой в течение первых лет после выпадений по сравнению с переходом из почвы [12, 28].

- радионуклиды в течение длительного времени аккумулируются в верхнем слое почвы, что обуславливает интенсивность их перехода в травостой, а также поступление в организм животных с почвенными частицами;

- луговые экосистемы характеризуются широким разнообразием почвенных условий и видового состава травостоя, что определяет различия в коэффициентах перехода радионуклидов на лугах различных типов до 2 порядков;

- применение защитных мероприятий на лугах обладает высокой эффективностью – в максимальных случаях загрязнение травостоя лугов можно снизить до 10–15 раз.

Значительное влияние на поступление радионуклидов в травостой оказывают условия, в которых формируется луговая экосистема, и комплекс факторов, характеризующих тип биоценоза, среди которых наиболее значимыми являются:

- гидрологический режим луговых ценозов, влияющий на миграцию радионуклидов по профилю почвы и на формирование видового состава травостоя;

- характеристики почвенного покрова, определяющие скорость процессов сорбции радионуклидов, вертикальной миграции и биологической доступности;

- продолжительность нахождения ^{137}Cs в почве, что связано со снижением его биологической доступности вследствие процесса «старения» и миграции радионуклида вниз по профилю почвы;

- видовой состав травостоя и биологические особенности растений, доминирующих в луговых экосистемах.

Специфика луговых экосистем определяет необходимость их отдельного рассмотрения и оценки факторов, определяющих поведение в них радионуклидов.

Динамика накопления ^{137}Cs в травостое лугов различных типов после аварии на ЧАЭС. Поведение радионуклидов в системе «почва-растение» в природных луговых экосистемах определяется протекающими в почве естественными биогеохимическими процессами. Сорбция ^{137}Cs в почвах с течением времени приводит к снижению поступления радионуклида в растения [1, 4].

Для определения количественных параметров изменения накопления ^{137}Cs в травостое естественных лугов были организованы исследования в рамках выполнения работ по отдельным компонентам глобального мониторинга и региональных исследований в 9 областях России, загрязненных после аварии на ЧАЭС.

Поведение радионуклидов зависит от типа луга, режима его увлажнения и почвенных характеристик. Одним из ведущих факторов, определяющих накопление ^{137}Cs в растениях, является гранулометрический состав почв. Полученные данные были разделены на 4 группы по типам почв. Минеральные почвы были сгруппированы в 3 группы в соответствии с гранулометрическим составом: I – песчаные и супесчаные почвы; II – легко- и среднесуглинистые почвы; III – тяжелосуглинистые и глинистые почвы. Группировка почв была проведена на основании коэффициентов перехода. В самостоятельную группу были выделены болотные луга на органических почвах (торфяные, торфяно-глеевые и торфяно-болотные).

Анализ полученных результатов показывает, что коэффициенты перехода ^{137}Cs в травостой естественных лугов с 1987 по 1994 гг. снизились в среднем в 2,9–4,3 раза (рисунок 7.2). Оценка темпов уменьшения поступления ^{137}Cs в травостой лугов с течением времени позволила выделить два периода: T_{ec}^1 – первый период составляет от 2,0 до 2,2 года (с 1987 по 1989 год), когда наблюдалось резкое снижение накопления ^{137}Cs в растениях (в среднем в 3–5 раз); T_{ec}^2 – второй период, длительность которого варьирует от 4 до 17 лет (с 1990 года и далее), когда темпы уменьшения поступления ^{137}Cs в растениях замедлились и практически не отмечалось значимых различий в содержании радионуклида в отдельные годы [32]. Указанные параметры были рассчитаны по трендовым значениям с использованием методов нелинейной регрессии [7].

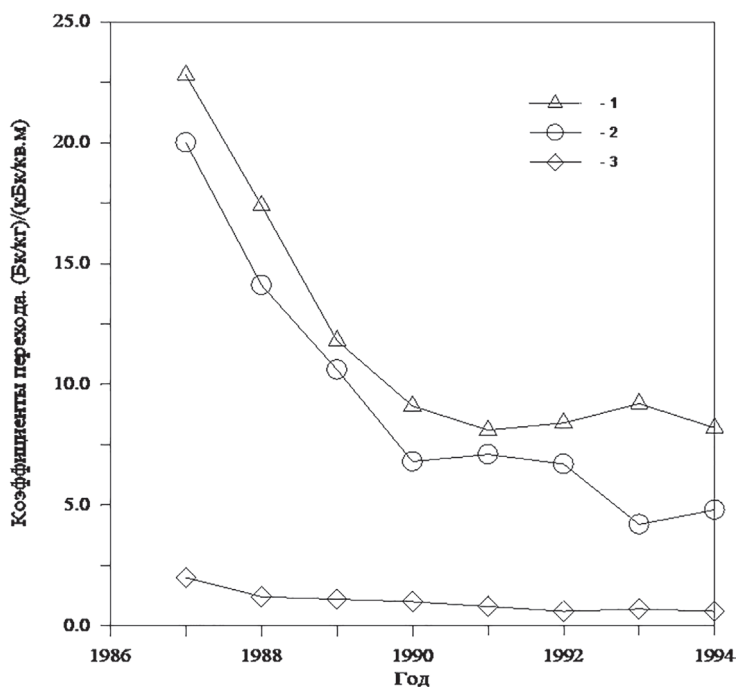


Рисунок 7.2. Динамика КП ^{137}Cs в травостой лугов различных типов (1 – суходольные луга на суглинистых и тяжелосуглинистых почвах; 2 – суходольные луга на песчаных и супесчаных почвах; 3 – низинные луга на торфяных и торфяно-глеевых почвах)

Изменение периодов полуснижения содержания радионуклида в луговой растительности зависит от типа луга и свойств почвы. Для суходольных лугов, расположенных на почвах тяжелого гранулометрического состава, а также для низинных лугов с торфяными почвами первый период полуснижения содержания ^{137}Cs в травостое был короче, а второй период был в 2–3 раза длиннее по сравнению с лугами, почвенный покров которых представлен почвами легкого гранулометрического состава. Различия в периодах полуснижения накопления ^{137}Cs в травостое обусловлены преимущественно свойствами почв и различиями в скорости и механизмах фиксации радионуклида в почвах. Так, для почв тяжелого гранулометрического состава характерно высокое содержание глинистых и илистых частиц, отвечающих за сорбцию ^{137}Cs в межпакетном пространстве, что приводит к ускорению процесса «старения» радионуклида и вызванному этим снижению поступления ^{137}Cs в растительность. В торфяных почвах низинных лугов более быстрая фиксация ^{137}Cs обусловлена образованием комплексов с органической частью почвы. Такие соединения неустойчивы и уровни накопления радионуклида в растениях низинных лугов остаются высокими в течение длительного периода после его поступления в почву.

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в травостое лугов различных типов. Для оценки влияния типа луговой экосистемы, почвенных условий, геоботанического состава травостоя на накопление радионуклидов в травостое на базе региональной сети мониторинга проводились исследования в различных почвенно-климатических зонах. Обобщение экспериментальных данных по поступлению ^{90}Sr и ^{137}Cs в травостой, полученных в регионах СНГ (включая 30-км зону ЧАЭС), загрязненных после аварии на ЧАЭС, позволило выявить ряд общих закономерностей. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в травостое зависит от типа луга и уменьшается в следующей последовательности: торфяники > пойменные и низинные луга > суходольные луга (таблица 7.6).

Таблица 7.6. Коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в травостой лугов различных типов, 1992–1995 гг.

Группа почвы	Гранулометрический состав	КП, (Бк/кг растений) / (кБк/м ² почвы)					
		^{137}Cs			^{90}Sr		
		среднее	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.
1	2	3	4	5	6	7	8
Суходольные луга							
Минеральные	Песчаные, супесчаные	4,9	0,8	11,1	15,6	5,4	25,1
	Легкосуглинистые, среднесуглинистые	3,0	0,6	10,4	6,7	1,9	14,9
	Тяжелосуглинистые, глинистые	0,1	0,07	0,3	1,8	0,3	2,7
Пойменные луга							
Минеральные	Песчаные, супесчаные	5,1	0,9	10,1	11,7	5,8	22,9
	Легкосуглинистые, среднесуглинистые	3,4	0,4	11,9	–		
Органические	Торфяные	17,3	–	–	19,2	3,0	33,2

Окончание таблицы 7.6							
1	2	3	4	5	6	7	8
Низинные луга							
Минеральные	Песчаные, супесчаные	7,2	2,6	11,1	20,0	7,2	33,0
	Легкосуглинистые. Среднесуглинистые	5,4	1,7	11,0			
Органические	Торфяные, торфяные оглеенные	8,7	3,4	23,6	18,7	9,8	42,0
Болотные луга							
Органические	Торфяные	48,2	14,3	153,0	109,7	24,3	142,5

Коэффициенты перехода ^{90}Sr были в 2,1–5,2 раза выше, чем ^{137}Cs . Средние КП ^{137}Cs для лугов различных типов варьировали от 0,5 до 32,7, а ^{90}Sr – от 1,8 до 109,7 (Бк/кг)/кБк/м²). Максимальные коэффициенты перехода радионуклидов отмечались для болотных лугов с органогенными почвами. Для остальных типов лугов наиболее высокие значения коэффициентов перехода радионуклидов были отмечены для растений, произрастающих на кислых дерново-подзолистых почвах сильно увлажненных лугов – низинных и пойменных, что свидетельствует о влиянии гидрологического режима почвы на биологическую подвижность радионуклидов в луговых экосистемах. Меньшими уровнями накопления характеризовалась растительность суходольных лугов, при этом были отмечены значительные различия в величине коэффициентов перехода радионуклида в зависимости от гранулометрического состава. Так, переход ^{137}Cs из песчаных и супесчаных почв был в 5–10 раз выше по сравнению с тяжелосуглинистыми почвами. Столь значительное различие обусловлено как влиянием почвенных показателей этих почв (Нг, рН, катионный состав, концентрация питательных элементов в почве и содержание гумуса), так и разницей в гранулометрическом составе. На низинных и пойменных лугах также прослеживается четкая зависимость коэффициентов перехода от типа почв и их гранулометрического состава. Установлена корреляция между коэффициентами перехода и гранулометрическим составом почв (рисунок 7.3). Коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs уменьшаются в следующем ряду: песчаные и супесчаные почвы > легко- и среднесуглинистые почвы > тяжелосуглинистые почвы.

Разработана радиоэкологическая классификация лугов, которая базируется на традиционном делении лугов, учитывает основные их характеристики, определяющие темпы миграции элементов, в том числе радионуклидов, благодаря чему получено соответствие между выделенными типами лугов и коэффициентами перехода радионуклидов [23]. Выделение более мелких градаций по типам почв на основании радиоэкологических критериев – экологических периодов получищения корнеобитаемого слоя почв и коэффициентов перехода радионуклидов в травостой – позволило конкретизировать структуру классификации.

Классификация выделяет болотные, низинные и пойменные луга с органогенными почвами как критические экосистемы при ведении кормопроизводства на загрязненных территориях (таблица 7.7). На второй позиции в рейтинге лугов по их радиационной опасности стоят суходольные,

пойменные и низинные луга с малоплодородными почвами легкого гранулометрического состава. Разработанная классификация достаточно проста, что облегчает ее практическое использование для дифференцированной оценки прогнозирования последствий аварийных ситуаций, связанных с поступлением радионуклидов в окружающую среду.

Таблица 7.7. Радиоэкологическая классификация лугов

Тип луга	Группа почв	Группы почв по механическому составу	Коэффициенты перехода, (Бк/кг)/(кБк/м ²)		Экологический период полураспада корнеобитаемого слоя почв, T _{ec} (лет)	
			⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Суходольные луга	Минеральные	Песчаные	5–25	1–15	50 (20–70)	70 (50–90)
		Суглинистые	2,0–15	0,2–10	60 (30–90)	100 (90–110)
		Глинистые	0,3–3,0	0,05–0,3	70 (50–100)	130 (110–150)
Пойменные луга	Минеральные	Песчаные	5,0–25	1,0–15	30 (25–50)	70 (40–90)
		Суглинистые	2,0–15	0,5–10	50 (25–70)	100 (90–110)
		Глинистые	–	0,3–1,0	–	120 (100–140)
	Органические	Торфяные	3,0–30	5–20	30 (20–40)	45 (20–70)
Низинные луга	Минеральные	Песчаные	5–35	3–20	35 (25–50)	50 (40–90)
		Суглинистые	–	2–15	–	60 (50–70)
	Органические	Торфяные	10–45	3–30	30 (20–50)	45 (33–80)
Болотные луга	Низинные	Торфяные	5–50	3–30	18 (16–30)	21 (18–40)
	Переходные		20–140	15–50	16 (15–18)	18 (15–25)
	Верховые		20–150	30–150	14 (13–18)	16 (13–18)

Корреляция между почвенными характеристиками и коэффициентами перехода ^{137}Cs в травостой лугов различных типов. Влияние свойств почв на коэффициенты перехода ^{137}Cs в системе «почва – растение» было оценено с использованием метода относительного сравнения [7]. Рассмотрены следующие параметры: рН; содержание физической глины (размер частиц <0,001 мм); содержание кальция; емкость катионного обмена; содержание калия.

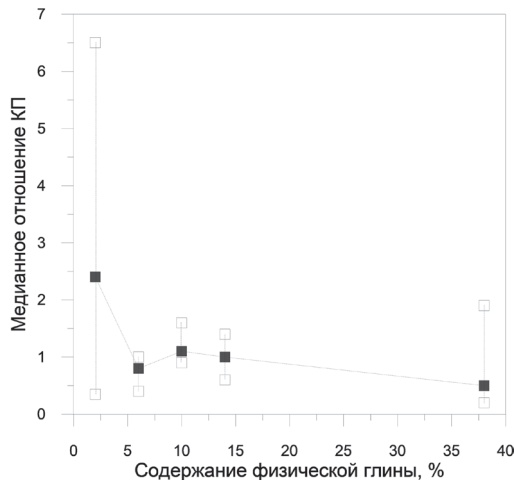


Рисунок 7.3. Зависимость значений КП от содержания физической глины в почве [34]

Показано, что изменение рН от 3,9 до 7,5 не влияет на поглощение ^{137}Cs травостоем; почвы с низким содержанием физической глины (торфяные и песчаные) имеют соответствующий коэффициент перехода в 5 раз выше, чем почв с низким содержанием физической глины (более чем 20%). Анализ данных показал, что минеральные и органические почвы по этому показателю достоверно отличаются.

Межвидовые различия в накоплении ^{137}Cs луговыми растениями. Видовой состав травостоя зависит от типа луга, что определяет высокую вариабельность в накоплении радионуклидов. Для различных видов (на одном типе луга) КП изменяется от 6,5 до 115. КП ^{137}Cs в одни и те же виды растений на лугах различных типов варьирует от 1,7 (*Trifolium pratensis*) до 57,8 (*Poa pratensis*) (таблица 7.8).

Таблица 7.8. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в различные виды травянистых растений на лугах различных типов, (Бк/кг)/(кБк/м²), 1993–1994 гг.

Виды растений	Тип луга					
	Суходольные		Низинные		Пойменные	Болотные
	Группа почв					
	Минеральные		Минеральные	Органические	Минеральные	Органические
песчаные, легко- и средне-суглинистые	тяжелосуглинистые					
<i>Agropyron repens</i> (L.) Beauv.	1,9		10,0	42,4		
<i>Agrostis gigantea</i> Roth.					3,0	6,6
<i>Achillea millifolium</i> L.	17,7	0,75			1,3	29,6
<i>Carex acuta, caespitosa</i> L.	6,8		34,4	22,0		46,9
<i>Dactylis glomerata</i> L.	1,1		2,8	34,8	8,4	
<i>Deshampsia caespitosa</i> (L.)	3,3	2,6				
<i>Erigeron danadensis</i> Ster.	1,8		1,4			
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	1,2	0,07	1,1	6,1		
<i>Hypericum perforatum</i> L.	1,7		0,3			
<i>Poa pratensis</i> L.	5,2	0,09	3,5	4,9		
<i>Potentilla anserina, argentea</i> L.	14,9	0,49	6,1	8,3	4,9	
<i>Phleum pratense</i> L.	1,6			7,8		44,6
<i>Stellaria graminea</i> L.	8,5			7,1		
<i>Taraxacum officinale</i> Wigg.	6,4	0,42				
<i>Trifolium pratensis</i> L.	14,8		8,7			

Заключение

Особенности поведения радионуклидов в луговых экосистемах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС определяются комплексом факторов, среди которых можно назвать: характеристики выпадений, ландшафтные и гидрологические условия, свойства почв, видовой состав травостоя и др. Установлен следующий порядок размещения луговых экосистем по степени

интенсивности протекающих миграционных процессов: суходольные луга (среднесуглинистые почвы) > суходольные луга (песчаные почвы) > низинные (влажные) луга (легкосуглинистые почвы) > пойменные луга (суглинистые почвы) > низинные луга (торфяные почвы) > пойменные луга (торфяные почвы) > болотные луга (торфяные почвы). Разработанная радиоэкологическая классификация лугов, основанная на установленных механизмах и закономерностях поведения радионуклидов в почвах и системе «почва-травостой» является научной основой для разработки систем реабилитации кормовых угодий, используемых для производства продукции животноводства, соответствующей санитарно-гигиеническим требованиям по радиационной безопасности.

Литература

1. Анисимов В.С. Влияние форм аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность ^{137}Cs в системе «почва – растение» в 30-км зоне Чернобыльской АЭС: дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 137 с.
2. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Миграция ^{137}Cs с гравитационным потоком влаги // Доклады РАСХН. 1994. № 1. С. 24–26.
3. Анохин В.Л. Моделирование процессов миграции радионуклидов в ландшафтах. М.: Атомиздат, 1974. 144 с.
4. Архипов А.Н. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в агроэкосистемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: автореф. на соиск. ученой степ. канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 26 с.
5. Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах / Н.А. Лощилов, Ю.А. Иванов, В.А. Кашпаров [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. научных трудов / Под ред. Н.А. Лощилова. Киев, 1991. Вып. 1. С. 36–44.
6. Гребенщикова Н.В., Самусев Н.И., Новик А.А. Поведение радионуклидов ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах Гомельской области // Тез. докл. 3-ей Всес. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1990. Т. 1. С. 18–19.
7. Закс Л. Статистическое оценивание. М.: Статистика, 1976. С. 598.
8. Изменение биологической доступности ^{137}Cs в луговых экосистемах после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // Доклады Академии Наук. 1996. Т. 347. № 6. С. 847–849.
9. Кириченко Л.В. Роль направленного переноса при проникновении вглубь почвы продуктов ядерных взрывов, поступающих на поверхность почвы из атмосферы // Радиоактивность атмосферы, почвы и пресных вод: труды ИЭМ. М., 1970. Вып. 5. С. 147–154.
10. Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов в почвах на лугах различных типов / Н.И. Санжарова, В.А. Котик, А.Н. Архипов [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. Вып. 4. С. 488–497.
11. Константинов И.Е., Скотникова О.Г., Салдаева Л.О. Модель вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах и прогнозирование экспозиционной дозы // Препринт ГКИАЭ СССР и НКРЗ при Минздраве СССР, 1979. № 10. С. 1–22.
12. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н., Корнеева Н.В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. М.: Колос, 1977. 208 с.
13. Корнеев Н.А., Сулова В.В. Переход стронция-90 из почвы в растения естественного луга и культуры кормового севооборота // Доклады ВАСХНИЛ. 1971. № 12. С. 12–13.

14. Корнеев Н.А., Фирсакова С.К., Малышева М.Р. Поступление стронция-90 в луговые травы из почв различных типов Нечерноземной зоны // Почвоведение. 1975. № 11. С. 53–59.

15. Математическая модель биологической доступности ^{137}Cs в почвах луговых экосистем / С.В. Фесенко [и др.] // Почвоведение. 1997а. № 1. С. 42–48.

16. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Энергоатомиздат, 1981. 98 с.

17. Оценка периодов полуснижения содержания ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почвы луговых экосистем / С.В. Фесенко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1997. Т. 37. Вып. 2. С. 267–280.

18. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.

19. Пакет прикладных программ по прогнозированию вертикальной миграции радионуклидов / С.Е. Левчук, Н.А. Лощилов, В.А. Кашпаров [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. научн. трудов / Под ред. Н.А. Лощилова. Киев, 1993. Вып. 3. С. 3–7.

20. Перепелятников Г.П., Омеляненко Л.В., Перепелятникова Л.В. Некоторые вопросы технологии кормопроизводства в условиях радиоактивного загрязнения / Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. научных трудов / Под ред. Н.А. Лощилова. Киев, 1993. С. 115–125.

21. Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В., Омеляненко Н.П. Вертикальное распределение радионуклидов в почвах и переход их в растение в зоне аварии на ЧАЭС / Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. научных трудов / Под ред. Н.А. Лощилова. Киев, 1992. Вып. 2. С. 95–101.

22. Санжарова Н.И. Изучение миграции радионуклидов в торфяных почвах Брянской области // Радиоэкология торфяных почв: матер. междунар. конф. С.-Петербург, 1994. С. 89–94.

23. Санжарова Н.И., Котик В.А. Некоторые подходы к радиоэкологической классификации лугов // 11 Обнинский симпозиум по радиоэкологии: тезисы докл. Обнинск, 1996. С. 163–165.

24. Санжарова Н.И. Радиоэкологический мониторинг агроэкосистем и ведение сельского хозяйства в зоне воздействия атомных электростанций: дис. ... докт. биол. наук. Обнинск, 1997. 357 с.

25. Семенютин А.М., Перепелятникова Л.В., Пристер Б.С. Особенности вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почвах зоны ЧАЭС // 3 Всес. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1990. Т. 1. С. 17–18.

26. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Бобовникова Ц.И. Вертикальная миграция в почвах радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. 1989. Т. 66. № 3. С. 194–197.

27. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Изменение параметров миграции ^{137}Cs в почвах // Атомная энергия. 1988. Т. 65. Вып. 2. № 8. С. 137–141.

28. Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В. Поглощение ^{90}Sr и ^{137}Cs луговыми растениями из дернины // Доклады ВАСХНИЛ. 1980. № 3. С. 19–20.

29. Фирсакова С.К. Луговые биогеоценозы как критические радиоэкологические системы и принципы ведения луговодства в условиях радиоактивного загрязнения (на примере Белорусского полевья после аварии на Чернобыльской АЭС): дис. ... докт. биол. наук. Обнинск, 1992. 54 с.

30. Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Final report / Ed. by M. Belli and F. Tikhomirov. Part Y11.5. EUR 16531 EN. 1996. P. 147.

31. Changes in time in the migration of radiocesium in the soil, as observed near Chernobyl and in Germany, 1986–1994 / K. Bunzl [et al.] // *The Science of the Total Environment*. 1995. V. 175. Pp. 49–56.

32. IAEA TECDOC-1009. Dosimetric and Medical Aspects of the Radiological Accident in Goiania in 1987. Vienna: IAEA, 1998.

33. Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl Fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian Soils / Yu.A. Ivanov, N. Lewyckyj, S.E. Levchuk [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. 1997. V. 35. № 1. Pp. 1–21.

34. Radionuclide transfer to meadow plants / N.I. Sanzharova, M. Belli, A.N. Arkhipov [et al.] // *The radiological consequences of the Chernobyl accident. Proceedings of the first international conference*. Minsk, 1996. Pp. 507–510.

ГЛАВА 8. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В АГРАРНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

Санжарова Н.И., Кузнецов В.К., Исамов Н.Н., Анисимов В.С.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению подверглись обширные территории с развитым агропромышленным производством. Длительная опасность загрязнения сельскохозяйственных земель связана с выпадением долгоживущих биологически активных радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs . Природные особенности загрязненных территорий (почвенные, гидрологические, морфологические) являются одним из ведущих факторов, определяющих миграционную подвижность радионуклидов в агроэкосистемах. В зоне аварии широко распространены малоплодородные легкие по гранулометрическому составу (песчаные и супесчаные) дерново-подзолистые и торфяно-болотные почвы. С радиологической точки зрения они характеризуются очень высокой подвижностью радионуклидов и большим накоплением их в сельскохозяйственных растениях при корневом поступлении. На загрязненной территории Орловской и Тульской областей представлены более плодородные почвы: среднесуглинистые и глинистые дерново-подзолистые, серые лесные и черноземы, биологическая подвижность радионуклидов в которых ниже, чем в легких и торфяных почвах. Загрязнение сельскохозяйственных земель является основным источником поступления радионуклидов в продукцию и далее в рацион человека.

8.1. Поведение радионуклидов в почвах агроэкосистем

К числу ведущих факторов, определяющих подвижность радионуклидов, относятся физико-химические характеристики радиоактивных выпадений, свойства почв, природные факторы и время взаимодействия с почвой. В общем виде влияние почвы проявляется в снижении биологической подвижности радионуклидов при увеличении содержания обменных катионов, органического вещества, илестых частиц, минералов монтмориллонитовой группы, емкости поглощения [29].

Для ^{137}Cs характерны процессы селективной сорбции, а также необменной сорбции (фиксации) твердой фазой почв. Способность почв фиксировать Cs^+ в значительной степени определяется содержанием в почве лабильных глинистых минералов [3, 29]. Ионообменные сорбционные места для Cs^+ подразделяются на 3 основных типа по степени селективности. Неселективные сорбционные центры (Regular Exchange Sites, *RES*) расположены на поверхности твердой фазы почвы; сорбционные центры (Frayed Edge Sites, *FES*) расположены между слоями кристаллической решетки

в области их расширенных краев; и центры особо высокой селективности (High Affinity Sites, *HAS*) [33].

Количественно селективность сорбционных мест по отношению к радионуклиду (*R*) характеризуется константой ионообменного равновесия радионуклида с одним из конкурирующих ионов (*M*) и коэффициентом селективности (K_c):

$$K_c = \frac{[R]_{обм} [M]_e}{[M]_{обм} [R]_e} \quad (8.1)$$

где $[R]_{обм}$ и $[M]_{обм}$ – содержание обменных форм радионуклида и конкурирующего катиона в твердой фазе; $[R]_e$ и $[M]_e$ – их концентрация в водной вытяжке [8].

Процессы фиксации ^{137}Cs протекают медленнее в органических почвах по сравнению с минеральными, так как органические молекулы, сорбируясь на поверхности глинистых частиц, закрывают доступ ^{137}Cs , препятствуя процессу его сорбции на *FES* и диффузии внутрь кристаллической решетки.

Поскольку преобладающим механизмом поглощения ^{90}Sr твердой фазой почв является ионный обмен, аналогично адсорбции стабильного Sr и Ca, то сорбция ^{90}Sr твердой фазой почв зависит от присутствия макроконцентраций катионов в растворе. Установлены следующие ряды влияния конкурирующих катионов на сорбцию ^{90}Sr твердой фазой почв: $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ [25].

На состояние и закрепление ^{90}Sr в почвенном поглощающем комплексе большое влияние оказывает состав минеральной части почв. ^{90}Sr более прочно закрепляется в почвах с высоким содержанием илстых частиц [19]. Подвижность ^{90}Sr в почвах в значительной степени также определяется количеством и качественным составом гумуса [37].

Определение показателей подвижности ^{137}Cs и ^{90}Sr на различных типах почв показало, что в зависимости от свойств почв содержание обменной формы радионуклидов варьирует от 9 до 40% для ^{137}Cs и от 64 до 93% для ^{90}Sr ; коэффициент селективности K_c $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ изменяется в 2,3 раза, а потенциал сорбции радиоцезия RIP – в 16 раз [28].

На загрязненных территориях Российской Федерации в условиях реальных аварийных радиоактивных выпадений были получены экспериментальные данные по подвижности ^{90}Sr и ^{137}Cs для наиболее распространенных типов почв с учетом их гранулометрического состава. В Брянской и Калужской областях около 70% загрязненных угодий представлены дерново-подзолистыми почвами, в Тульской – около 90% черноземами лесостепи, в Орловской – более 40% занимают серые лесные почвы и около 30% оподзоленные черноземы, в Воронежской и Курской областях в зону загрязнения попали черноземные почвы. Свойства почв в значительной степени определяют вариabельность форм ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Определение содержания различных форм радионуклидов показало, что для почв Брянской и Калужской областей (дерново-подзолистых, дерново-карбонатных и дерновых легкого гранулометрического состава) характерна достаточно высокая доля доступных форм ^{137}Cs (сумма обменной и подвижной) – от 14,5 до 23,3% (таблица 8.1).

Таблица 8.1. Формы нахождения ^{137}Cs в основных типах почв в различных почвенно-климатических зонах [23]

Тип почвы, мехсостав	Формы нахождения		
	обменная	подвижная	труднодоступная
Дерново-подзолистая			
песчаная	10,3±5,0	4,4±2,3	85,3
супесчаная	10,2±3,6	6,3±2,6	83,5
легкосуглинистая	11,3±3,1	7,0±1,7	81,7
среднесуглинистая	9,3±4,3	9,0±2,7	81,7
Дерново-карбонатная			
песчаная	13,7±5,4	9,6±3,8	76,7
супесчаная	13,5±2,9	8,6±2,2	77,9
легкосуглинистая	11,2±3,2	7,8±1,8	81,0
Дерновая супесчаная	10,5±5,5	4,0±1,5	85,5
Глеевая легкосуглинистая	10,9±6,2	6,6±2,2	82,5
Светло-серая лесная			
легкосуглинистая	10,7±3,4	4,9±1,5	84,4
Серая лесная среднесуглинистая	7,5±3,7	5,9±4,6	86,6
Темно-серая лесная			
среднесуглинистая	5,4±3,6	3,5±2,9	91,1
Выщелоченный чернозем			
среднесуглинистый	5,2±4,1	3,3±1,7	91,5
тяжелосуглинистый	3,2±2,1	2,3±1,7	94,5
Оподзоленный чернозем			
среднесуглинистый	6,9±3,8	3,6±2,2	89,5
Чернозем типичный			
тяжелосуглинистый	3,3±1,7	2,6±1,4	94,1
Лугово-черноземная			
тяжелосуглинистая	2,6±1,5	1,6±0,6	95,8
Пойменная дерновая супесчаная	10,9±4,2	4,3±1,9	84,8
Пойменная аллювиальная			
легкосуглинистая	8,6±1,6	5,8±0,5	85,6
Лугово-болотная среднесуглинистая	3,6±2,1	1,7±1,0	94,7
Болотно-глеевая среднесуглинистая	6,7±3,1	4,0±1,3	89,3
Торфяная	9,6±5,3	6,5±2,8	83,9

Содержание обменной формы ^{137}Cs варьирует от 9,3 до 13,7%, а подвижной – от 4,0 до 9,6%. В Тульской, Орловской, Воронежской и Курской областях в зону загрязнения попали средне-и тяжелосуглинистые дерново-подзолистые и серые лесные почвы, средне-и тяжелосуглинистые черноземы. Почвы более плодородные и тяжелые по гранулометрическому составу, как правило, более прочно фиксируют радионуклиды – содержание доступных форм ^{137}Cs варьирует от 4,2 до 15,6%. Для ^{90}Sr различия для разных типов почв менее значимы, так как для этого радионуклида характерен обменный тип сорбции (таблица 8.2).

Таблица 8.2. Формы нахождения ^{90}Sr в основных типах почв в различных почвенно-климатических зонах [23]

Тип почвы, мехсостав	Формы нахождения		
	обменная	подвижная	труднодоступная
Дерново-подзолистая			
песчаная	58,8±11,2	22,8±10,0	18,4
супесчаная	53,4±10,2	27,2±18,2	19,4
легкосуглинистая	55,0±15,8	20,8±6,6	24,2
среднесуглинистая	50,2±17,4	23,6±6,6	26,2
Дерново-карбонатная			
песчаная	42,6±24,0	30,0±23,0	27,4
супесчаная	46,4±14,6	33,2±15,6	20,4
легкосуглинистая	43,6±11,0	23,2±5,0	33,2
Светло-серая лесная			
легкосуглинистая	57,8±11,8	22,4±7,1	19,8
среднесуглинистая	56,8±8,0	21,2±10,4	32,0
Выщелоченный чернозем			
среднесуглинистый	50,2±1,4	27,7±1,3	22,1
тяжелосуглинистый	46,0±1,5	24,5±1,1	29,5
Чернозем типичный			
Тяжелосуглинистый	42,5±0,3	33,9±3,0	23,6

Экспериментальные данные о динамике закрепления ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах в зоне аварии на ЧАЭС в зависимости от свойств выпадений и почвенных параметров представлены в Главе 5 монографии.

8.2. Поведение радионуклидов в системе почва-сельскохозяйственные растения

Начиная со 2-го года после аварийного выброса ЧАЭС, почва становится основным источником поступления радионуклидов в сельскохозяйственные культуры. Снижение доли подвижного ^{137}Cs в почвах в результате сорбции привело к снижению накопления радионуклида в сельскохозяйственных культурах в течение 1987–1990 гг. в среднем в 2–4 раза [4, 6]. В последующие годы накопление радионуклида растениями зависело от плотности загрязнения, характеристик радионуклида, типа и свойств почв, условий возделывания сельскохозяйственных культур, биологических особенностей растений.

Основными показателями, определяющими переход радионуклидов из почвы в растения (или продукцию растениеводства), являются коэффициент перехода (КП – отношение концентрации радионуклида в продукции (Бк/кг) к плотности загрязнения почвы, кБк/м²) и коэффициент накопления (КН – отношение концентраций радионуклида в продукции и почве) [25, 31].

Накопление радионуклидов в сельскохозяйственных культурах значительно варьируют для различных почвенно-климатических зон. Для получения количественных параметров миграции радионуклидов в агроэкосистемах были проведены натурные наблюдения в Брянской, Калужской,

Тульской, Орловской, Курской, Воронежской, Ленинградской областях России и в Гомельской области Беларуси. Были обобщены также результаты наблюдений на контрольной сети агрохимической службы в 11 областях России. Полученная информация была представлена в виде баз данных по коэффициентам перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в основные виды сельскохозяйственных культур в различные периоды после аварии. Первичный анализ результатов показал их высокую вариабельность, что обусловлено как пространственной неоднородностью радиоактивных выпадений и свойств почв, так и погрешностями при отборе и обработке проб. При этом для различных культур, почв и времени после аварии объем выборок неодинаков, что потребовало применения специальных методов статистической обработки данных [5, 27]. Была применена следующая последовательность обработки данных: 1) анализ резко выделяющихся значений КП и выбраковка недостоверной информации; 2) определение закона распределения данных и оценка параметров распределения значений коэффициентов перехода.

Изучение динамики накопления ^{137}Cs в сельскохозяйственных культурах в послеаварийный период позволило выделить два периода, различающихся по темпам снижения поступления радионуклида: первый период с 1987 по 1989 год, когда наблюдалось резкое снижение накопления ^{137}Cs в растениях – в среднем от 3 до 5 раз; второй период с 1990 по 1994 год, когда темпы снижения поступления ^{137}Cs в растениях замедлились и практически не отмечалось значимых различий в содержании радионуклида в отдельные годы [24]. С 1990 г. КП ^{137}Cs из почвы в растения практически стабилизировались. Варьирование КП ^{137}Cs в растения в этот период обусловлено преимущественно межвидовыми различиями, влиянием свойств почв и погодных условий (таблица 8.3).

Таблица 8.3. Динамика КП ^{137}Cs в сельскохозяйственные культуры, (Бк/кг)/(кБк/м²) [23]

Культура	Группа почв											
	песчаные, супесчаные			легко- и средне-глинистые			тяжелосуглинистые и глинистые			Торфяные		
	среднее	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Рожь озимая, зерно	0,15/0,075	0,02/0,03	0,30/0,40	0,11/0,042	0,004/0,021	1,85/0,17	0,029/0,025	0,001/0,007	0,29/0,072	0,45/0,27	0,10/0,07	0,9/0,6
Пшеница озимая, зерно	0,15/0,085	0,01/0,035	0,65/0,30	0,11/0,046	0,034/0,017	0,59/0,17	0,061/0,045	0,001/0,040	0,18/0,13	–	–	–
Ячмень, зерно	0,20/0,135	0,05/0,055	0,70/0,60	0,17/0,11	0,04/0,04	0,42/0,38	0,036/0,036	0,004/0,014	0,36/0,25	1,00/0,90	0,25/0,27	2,3/1,8

Окончание таблицы 8.3												
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Овес, зерно	0,30/0,20	0,05/0,10	0,70/0,40	0,21/0,17	0,04/0,04	0,45/0,46	0,11/0,11	0,036/0,032	0,29/0,30	-	-	-
Кукуруза, вегетативная масса	0,70/0,50	0,30/0,10	1,35/2,90	0,29/0,21	0,013/0,08	1,00/0,63	0,14/0,12	0,072/0,07	0,40/0,38	3,7/3,2	1,5/2,2	5,6/4,6
Картофель клубни	0,25/0,15	0,01/0,015	1,00/0,35	0,13/0,08	0,025/0,029	0,76/0,21	0,014/0,015	0,004/0,001	0,18/0,04	0,30/0,25	0,02/0,03	1,4/1,1
Свекла, корнеплоды	0,30/0,15	0,025/0,005	0,55/0,25	0,13/0,08	0,008/0,008	0,59/0,63	0,036/0,025	0,007/0,004	0,11/0,065	-	-	-
Многолетние травы, сено	1,50/0,70	0,05/0,10	8,35/1,70	1,26/0,38	0,042/0,29	5,04/1,97	0,36/0,22	0,036/0,040	2,16/0,94	5,00/3,78	0,06/1,07	20,4/10,0
Естественные травы, сено	4,00/1,75	0,60/0,25	11,75/7,85	1,05/0,8	0,21/0,08	3,57/2,35	0,36/0,25	0,072/0,036	1,12/1,30	9,10/6,93	0,76/0,50	35,3/25,8

* в числителе даны средние значения коэффициентов перехода для 1987–1989, в знаменателе – для 1990–1994 гг.

Характер динамики снижения содержания ^{137}Cs в растениях различен. Средние периоды полуснижения за 1987–1994 гг. варьируют от 4,0 до 17,3 лет. На тяжелых по мехсоставу и органогенных почвах отмечено быстрое закрепление радионуклидов в первый период и более длительный второй период, что соответственно «удлиняет» и средние периоды полуснижения. Эти особенности в поведении ^{137}Cs связаны с различием в скорости и механизмах сорбции радионуклидов почвами (таблица 8.4).

Таблица 8.4. Эффективные периоды полуснижения содержания ^{137}Cs в растениях (1987–1994 гг.)

Культуры	Группы почв	Периоды полуснижения, годы
1	2	3
Зерновые	песчаные	7–11,8
	суглинистые	5,1–22,0
	глинистые	14,4–40,4
	торфяные	9,2–14,4
Картофель, корнеплоды	песчаные	7,0–9,2
	суглинистые	10
	глинистые	13,3
	торфяные	10

**Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС:
биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий**

Окончание таблицы 8.4		
1	2	3
Силосные (кукуруза на силос, однолетние травы)	песчаные	14,1
	суглинистые	14,4
	глинистые	30,3
	торфяные	10
Многолетние сеяные травы	песчаные	6,4
	суглинистые	4,0
	глинистые	9,8
	торфяные	17,3
Естественные травы	песчаные	5,8
	суглинистые	18,0
	глинистые	13,3
	торфяные	17,3

Для ^{90}Sr не выявлено четкой динамики в накоплении радионуклида растениями. Это обусловлено тем, что в выпадениях аварийного выброса ЧАЭС на территории России ^{90}Sr присутствовал в незначительных количествах (таблица 8.5).

Таблица 8.5. Динамика КП ^{90}Sr в сельскохозяйственные культуры, (Бк/кг)/(кБк/м²) [23]

Культура	Группа почв											
	песчаные, супесчаные			легко- и средне-суглинистые			тяжелосуглинистые и глинистые			торфяные		
	среднее	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Рожь озимая, зерно	2,1/1,6	0,35/0,25	4,6/5,6	1,22/1,0	0,29/0,21	2,4/2,1	0,36/0,32	0,11/0,11	2,7/1,6	2,7/1,7	0,8/0,5	6,1/4,1
Пшеница озимая, зерно	1,6/1,4	0,4/0,3	2,8/2,3	0,63/0,55	0,17/0,17	3,0/2,0	0,36/0,36	0,18/0,18	1,6/1,2	–	–	–
Ячмень, зерно	1,35/1,35	0,2/0,2	4,3/3,4	0,76/0,63	0,08/0,21	2,2/2,1	0,49/0,40	0,18/0,11	1,9/1,7	–	–	–
Овес, зерно	2,85/2,35	0,45/0,20	4,8/3,6	1,55/1,51	0,38/0,34	3,9/3,9	0,54/0,50	0,07/0,07	1,9/2,3	–	–	–
Кукуруза, вегетативная масса	4,3/3,3	0,95/0,55	6,0/12,0	2,4/2,1	0,04/0,17	16,0/6,7	0,94/1,3	0,25/0,25	2,8/6,7	–	–	–
Картофель клубни	1,4/1,3	0,35/0,30	2,4/2,6	0,76/0,88	0,04/0,08	2,6/3,0	0,22/0,40	0,04/0,18	0,94/1,30	2,7/2,2	0,8/0,5	4,5/3,4

Окончание таблицы 8.5												
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Свекла, корнеплоды	1,15/1,10	0,10/0,15	3,6/2,7	0,5/0,6	0,076/0,13	2,5/2,0	0,32/0,40	0,04/0,07	1,4/1,9	-	-	-
Многолет. травы, сено	11,4/10,9	1,2/0,9	50,0/45,0	4,7/4,5	2,6/1,8	16,4/12,2	1,58/1,37	0,79/0,58	3,6/4,3	14,6/10,6	0,6/2,2	38,0/55,5
Естествен. травы, сено	12,7/12,3	5,5/4,5	22,0/19,0	5,64/5,10	0,34/0,46	16,4/14,7	1,84/1,66	0,07/0,11	5,8/6,7	13,1/24,9	1,1/2,1	50,4/82,0

* в числителе – средние значения КП для 1987–1989, в знаменателе – для 1990–1994 гг.

Была предпринята попытка выявить корреляционные зависимости между различными формами нахождения радионуклидов в почвах и коэффициентами их накопления в растениях. Проверка наличия корреляции была проверена по Р.А. Фишеру на основании t-распределения [5]. Между КН ^{137}Cs в травостое пастбищ и формами его нахождения в почве установлено наличие корреляции при 0,1% уровне значимости; между КН ^{137}Cs в зерне озимой ржи и его формами в почве – на 1% уровне значимости (таблица 8.6). Необходимо отметить, что в обоих случаях коэффициенты корреляции были найдены на основании достаточно большой выборки данных для различных типов почв (от перегнойно-торфяных до типичных черноземов). Для картофеля наличие корреляции не установлено, что связано как с небольшим объемом выборки, так и с тем, что в данной выборке оценивались различия для почв (дерново-подзолистых песчаных и супесчаных, светло-серых легкосуглинистых), которые близки по своим характеристикам, что обуславливает относительно невысокую вариабельность КН (таблица 8.6).

Сопоставление экспериментальных данных для ^{90}Sr не выявило наличие высокой корреляции между формами нахождения радионуклида и КН из почвы в растениях. Достоверная корреляция на 1% уровне значимости установлена между накоплением ^{90}Sr в зерне озимой ржи и содержанием обменной формы, а на 5% – содержанием доступных форм. При этом отсутствует корреляция между КН и содержанием подвижной формы. Для ячменя и гороха установлена корреляция на 5% уровне значимости только между КН и содержанием доступных форм. В остальных случаях корреляция не наблюдалась.

Таблица 8.6. Значения коэффициентов корреляции

Культура	Количество проб			Пределы колебаний КН	Параметры
	КН-обменная форма	КН-подвижная форма	КН-доступные формы		
1	2	3	4	5	6
^{137}Cs					
Травостой пастбищ	75	0,01–2,65	0,62 (0,1%)	0,42 (0,1%)	0,60 (0,1%)

Окончание таблицы 8.6					
1	2	3	4	5	6
Картофель	14	0,027–0,145	0,37 (нет)	0,41 (нет)	0,45 (нет)
Озимая рожь	42	0,01–0,30	0,41 (1%)	0,44 (1%)	0,45 (1%)
^{90}Sr					
Озимая пшеница	14	0,039–0,075	0,65 (1%)	–0,09 (нет)	0,57 (5%)
Ячмень	14	0,09–0,36	0,41 (нет)	0,41 (нет)	0,49 (5%)
Горох	14	0,15–0,82	0,38 (нет)	0,39 (нет)	0,49 (5%)

Проведенные как до, так и после аварии на ЧАЭС исследования выявили основные закономерности поведения радионуклидов в системе «почва-растения». В частности, хорошо исследован фактор влияния концентрации и свойства изотопных и неизотопных носителей: для ^{137}Cs – стабильный цезий и калий, для ^{90}Sr стабильный стронций и кальций [1, 18, 20, 32, 34].

Увеличение концентрации калия в почве приводит к снижению перехода ^{137}Cs в растения [14, 30]. Эта особенность в поведении пары Cs-K послужила основанием для применения повышенных доз калийных удобрений как защитного мероприятия.

Миграция ^{90}Sr по сельскохозяйственным цепочкам в значительной степени определяется присутствием в почве кальция [2, 12]. Изучение механизмов поведения пары $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ в почве и системе почва-растение позволило обосновать применение известкования как одного из наиболее защитных приемов при реабилитации загрязненных ^{90}Sr сельскохозяйственных угодий.

Видовые особенности растений обуславливают различия в накоплении радионуклидов от 2 до 30 раз [11, 15, 16, 25]. Минимальное накопление радионуклидов происходит в зерне и клубнях картофеля, максимальное – в бобовых и зернобобовых культурах. В зависимости от видовых особенностей по накоплению ^{137}Cs в хозяйственно-ценной части сельскохозяйственные культуры могут быть расположены в следующем порядке: многолетние бобовые травы (сено) > злаково-зернобобовые травосмеси (сено) > кукуруза на силос > овес (зерно) > ячмень (зерно) > озимая рожь (зерно) > картофель (клубни). По размерам накопления ^{90}Sr полевыми культурами установлена следующая последовательность: клевер > кукуруза > овес > ячмень > озимая рожь > картофель. Бобовые культуры намного интенсивнее накапливали ^{90}Sr , чем зерновые. Сортовые различия по накоплению радионуклидов в хозяйственно-ценной части урожая составляют от 1,5 до 7 раз.

Для прогнозирования возможности производства на загрязненных сельскохозяйственных землях сельскохозяйственной продукции, соответствующей ветеринарным и санитарно-гигиеническим требованиям, применяют усредненные коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs для различных групп почв с учетом их влияния на подвижность радионуклидов (таблицы 8.7, 8.8).

Таблица 8.7. КП ^{137}Cs в основные сельскохозяйственные культуры, (Бк/кг)/(кБк/м²) [21]

Культура	Часть урожая	Группы почв			
		дерново-подзолистые, дерновые песчаные, супесчаные	дерново-подзолистые, серые лесные легко- и средне-суглинистые	серые лесные, черноземы тяжелосуглинистые, глинистые	торфяные
Рожь озимая	зерно	0,20	0,06	0,02	0,40
	солома	0,50	0,15	0,06	0,80
Овес	зерно	0,35	0,15	0,07	0,50
	солома	0,90	0,40	0,15	1,00
Ячмень	зерно	0,30	0,10	0,05	0,50
	солома	0,70	0,30	0,10	0,90
Овсяно-гороховая смесь	вегетативная масса	1,00	0,60	0,20	1,50
Кукуруза	вегетативная масса	0,50	0,30	0,15	1,20
Картофель	клубни	0,10	0,05	0,02	0,30
Свекла столовая	корнеплод	0,15	0,10	0,03	0,40
Многолетние сеяные травы	сено	1,50	1,00	0,30	4,50
Клевер	сено	3,00	1,50	0,70	6,00
Естественные травы	сено	5,00	2,00	0,50	20,00

Таблица 8.8. КП ^{90}Sr в основные сельскохозяйственные культуры, (Бк/кг)/(кБк/м²) [21]

Культура	Часть урожая	Группы почв			
		дерново-подзолистые, дерновые песчаные, супесчаные	дерново-подзолистые, серые лесные легко- и средне-суглинистые	серые лесные, черноземы тяжелосуглинистые, глинистые	торфяные
Рожь озимая	зерно	1,50	1,00	0,30	1,70
	солома	3,00	2,00	0,60	3,00
Овес	зерно	2,30	1,50	0,40	2,50
	солома	4,00	2,70	0,70	4,00
Ячмень	зерно	1,30	0,60	0,40	1,50
	солома	2,70	1,30	0,70	2,90
Овсяно-гороховая смесь	вегетативная масса	4,50	2,50	1,50	6,00
Кукуруза	вегетативная масса	3,50	2,00	1,30	4,00
Картофель	клубни	1,30	0,90	0,40	2,20
Свекла столовая	корнеплод	1,10	0,60	0,40	1,50
Многолетние сеяные травы	сено	7,50	4,50	1,50	15,00
Клевер	сено	10,00	4,50	2,50	17,00
Естественные травы	сено	10,00	5,00	2,00	25,00

8.3. Поведение радионуклидов в системе рацион-сельскохозяйственные животные-продукция животноводства

Основными факторами, определяющими поведение радионуклидов в животноводческой цепочке, являются: физико-химические свойства радионуклидов, вид и возраст животных, технология их кормления и содержания [9, 10, 13, 22].

Физико-химические свойства радионуклидов определяют размеры их всасывания в желудочно-кишечном тракте (ЖКТ) животных и поступления в продукцию животноводства [7, 26]. Распределение радионуклидов в органах и тканях животных происходит в соответствии с тропностью их локализации в организме: ^{137}Cs – преимущественно в мышечной ткани; ^{90}Sr – в костной ткани. У взрослых особей по мере поступления с рационом концентрация радионуклидов в органах и тканях непрерывно растет, стремясь к состоянию относительного равновесия [35, 36].

Накопление ^{137}Cs в мышцах (мясе) у взрослого крупного рогатого скота продолжается 30 сут, у коз – 10 сут, у овец – 105 сут, в паренхиматозных органах – 8–18 сут. У растущих животных с возрастом концентрация ^{137}Cs в органах и тканях уменьшается, что объясняется снижением интенсивности минерального обмена и проницаемости стенок ЖКТ. Концентрация ^{90}Sr как остеотропного элемента в костной ткани с возрастом животных увеличивается и характеризуется чрезвычайно медленной скоростью выведения. У овец, коз, свиней и птицы переход в продукцию выше, чем у крупного рогатого скота (таблица 8.9).

Таблица 8.9. Средняя величина перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в продукцию животноводства, % от поступления с суточным рационом на 1 кг (л) продукта

Вид продукции	Радионуклид	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Молоко коровье	1,0	0,14
Молоко козье	3,5	2,0
Говядина	4	0,06**
Свинина	15	0,1**
Баранина	8	0,1**
Козлятина	20	1,5**
Мясо кур	450	0,2**
Яйцо куриное*	4,9	3,2
Мясо гусей	95	–
Мясо уток	45	–

* – содержание в 1 яйце; ** – в мышечной ткани

Переход радионуклидов в продукцию изменяется в зависимости от способа содержания животных [17].

При пастбищном содержании лактирующих коров переход радионуклидов в молоко в среднем в 2–6 раз выше, чем при стойловом содержании, что связано с потреблением животными на пастбище почвенных частиц

и различиями в составе рациона (рисунок 8.1). При нормальном состоянии пастбищ среднее потребление почвенных частиц крупным рогатым скотом составляет 0,5 кг/сут, при неудовлетворительном – достигает 2 кг/сут. В пастбищный период КП увеличиваются при несоблюдении норм нагрузки животных на единицу площади выпаса. При урожайности 100–120 ц/га и продолжительности использования пастбища 150–170 дней на одну условную корову рекомендуется отводить в среднем 0,6–0,7 га площади выпаса. Максимальные КП ^{137}Cs в молоко получены при выпасе животных на естественных пастбищах, расположенных на торфяных почвах.

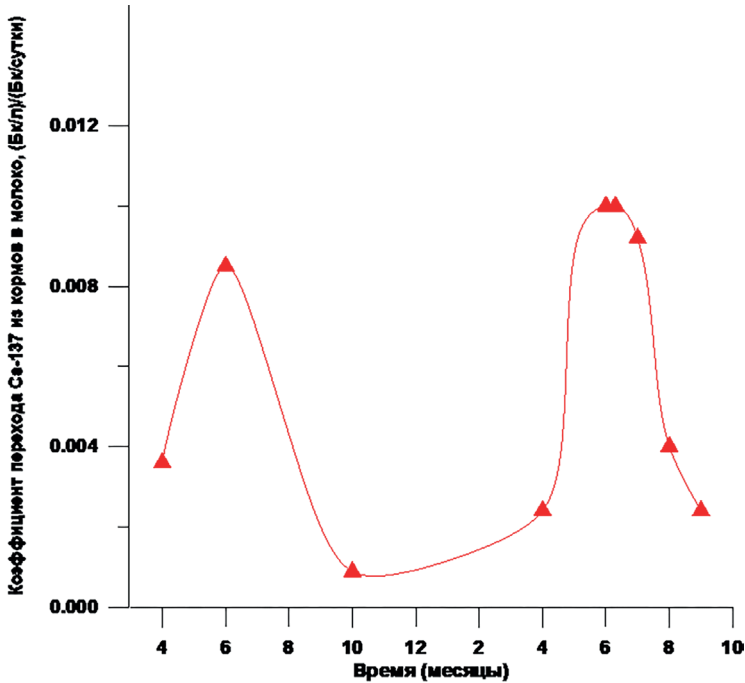


Рисунок 8.1. Сезонная динамика КП ^{137}Cs из суточного рациона в молоко

Переход радионуклидов в продукцию животноводства зависит от состава рациона. Из грубых кормов с высоким содержанием клетчатки доступность ^{137}Cs более низкая, чем из сочных кормов и концентратов. Переход ^{137}Cs в продукцию из сеного рациона в 2–3 раза ниже, чем из силосного или концентратного [13].

При переводе животных на «чистые» корма происходит выведение радионуклидов из организма. Периоды полувыведения ^{137}Cs для молока и мяса крупного рогатого скота (время, в течение которого концентрация радионуклида уменьшается вдвое) составляют 7 и 30 сут, для мяса овец, свиней и кур – соответственно 9, 30 и 4 сут.

Физико-химические свойства и особенности поведения радионуклидов являются ключевыми факторами, которые определяют как радиационную обстановку в сельском хозяйстве, так и выбор защитных мероприятий, время их проведения и эффективность.

Заключение

Почвенный покров является основным депозитарием радионуклидов в сельскохозяйственных экосистемах региона аварии на ЧАЭС, и динамика радионуклидов в почвах, в сущности, определяет содержание радионуклидов во всех звеньях сельскохозяйственной цепочки их миграции. Сорбция радионуклидов твердой фазой почв, с одной стороны, снижает их подвижность и доступность для усвоения корневыми системами, а с другой, прочное удержание радионуклидов в почве предопределяет существование длительно действующего источника поступления их в растения. Включение радионуклидов в сельскохозяйственные цепочки миграции зависит от физико-химических характеристик радионуклидов, протекающих в почве биогеохимических процессов, времени после выпадений, биологических особенностей культур, рациона и условий содержания животных. Многообразие действующих факторов и специфика почвенно-ландшафтных характеристик загрязненных территорий определяют высокую вариабельность количественных параметров миграции радионуклидов, что необходимо учитывать при прогнозировании изменения радиационной обстановки и разработке системы реабилитационных мероприятий для различных периодов после аварии.

Литература

1. Архипов А.Н. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в агроэкосистемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: автореф. на соиск. ученой степ. канд. биол. наук: 03.00.01. Обнинск, 1995. 28 с.
2. Архипов Н.П., Егоров А.В., Ключковский В.М. К оценке размеров поступления ^{90}Sr из почвы в растение и его накопление в урожае // Доклады ВАСХНИЛ, 1969. № 1. С. 2–4.
3. Бакунов Н.А., Юдинцева Е.В. К вопросу о снижении накопления ^{137}Cs в растениях при обогащении почв природными сорбентами // Агрохимия, 1989. № 6. С. 90–96.
4. Динамика снижения коэффициентов перехода ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. Вып. 2. С. 256–266.
5. Закс Л. Статистическое оценивание. М.: Статистика, 1976. 598 с.
6. Изменение биологической доступности ^{137}Cs после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // Почвоведение. № 5. 1995. С. 508–513.
7. Ильязов Р.Г. Радиоэкологические аспекты ведения скотоводства при загрязнении сельскохозяйственных угодий в Беларуси после аварии на Чернобыльской АЭС: автореф. на соиск. ученой степ. д-ра биол. наук: 03.00.01. Гомель, 1994. 83 с.
8. Коноплев А.В., Булгаков А.А. Обменный коэффициент распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва-вода // Атомная Энергия. 2000. Т. 88. № 2. С. 152–158.
9. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Итоги и проблемы радиоэкологического мониторинга в кормопроизводстве и животноводстве // Сельскохозяйственная биология, 1986а. № 7. С. 51–59.
10. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. М.: Энергоатомиздат, 1987. 207 с.

11. Корнеева Н.В., Корнеев Н.А., Алексахин Р.М. Влияние глубокого размещения ^{90}Sr в почве и видовых и сортовых особенностей яровой пшеницы на накопление радионуклидов в урожае // *Агрохимия*. 1976. № 3. С. 102–110.
12. Корнеева Н.В., Корнеев Н.А., Алексахин Р.М. О накоплении стабильных и радиоактивных изотопов кальция и стронция из почвы разными видами и сортами яровой пшеницы // *Агрохимия*, 1974. № 11. С. 96–101.
13. Миграция ^{137}Cs в пищевой цепи лактирующих коров после аварии на Чернобыльской АЭС / Сироткин А.Н. [и др.] // *Наследие Чернобыля: сб. научных трудов* / Под ред. А.Ф. Цыба. Калуга, Обнинск, 1992. С. 170–176.
14. Моисеев И.Т., Агапкина Г.И., Рерих Л.А. Изучение поведения ^{137}Cs в почвах и его поступления в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов // *Агрохимия*, 1994. № 2. С. 103–118.
15. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А. Влияние сортовых особенностей пшеницы и гороха на накопление цезия-137 и калия в урожае // *Вестник МГУ, сер. Почвоведение*, 1977. № 3. С. 105–109.
16. Накопление ^{137}Cs в продукции растениеводства в зависимости от видовых и сортовых особенностей сельскохозяйственных культур / В.К. Кузнецов [и др.] // *Сельскохозяйственная биология*. 2000. № 1. С. 64–70.
17. Научные основы ведения сельскохозяйственного производства на техногенно загрязненных территориях, обеспечивающего получение продукции, соответствующей нормативам. Обнинск: ВНИИСХРАЭ. 2004. 110 с.
18. Общие закономерности загрязнения продукции растениеводства на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС / П.Ф. Бондарь, Н.А. Лощилов, А.И. Дутов [и др.] // *Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. научн. трудов. Вып. 3* / под ред. Н.А. Лощилова, Киев, 1993. С. 115–125.
19. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.
20. Почвенная химия и корневое накопление радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений / Н.П. Архипов, Е.А. Федоров, Р.М. Алексахин [и др.] // *Почвоведение*, 1975. № 11. С. 40–52.
21. Рекомендации по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории в результате аварии на Чернобыльской АЭС на период 1991–1995 гг. М., 1991. 58 с.
22. Романов Г. Н. Ликвидация последствий радиационных аварий. Справочное руководство. М.: ИздАТ, 1993. 336 с.
23. Санжарова Н.И. Радиоэкологический мониторинг агроэкосистем и ведение сельского хозяйства в зоне воздействия атомных электростанций: дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.01. Обнинск, 1997. 52 с.
24. Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Алексахин Р.М. Динамика биологической доступности ^{137}Cs в системе почва-растение после аварии на Чернобыльской АЭС // *Доклады Академии Наук*, 1994. Т. 338. № 4. С. 564–566.
25. *Сельскохозяйственная радиоэкология* / Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. М.: Экология. 1992. 400 с.
26. Сироткин А.Н., Ильязов Р.Г. Радиоэкология сельскохозяйственных животных. Казань: Изд-во «Фэн», 2000. 381 с.
27. Статистический анализ закономерностей поведения ^{137}Cs в почвах зоны аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // *Почвоведение*, 1996. №4. С. 514–519
28. Сысоева А.А. Экспериментальное исследование и моделирование процессов, определяющих подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва-растение: автореф.

на соиск. ученой степ. канд. биол. наук: 03.00.01. Обнинск. ВНИИСХРАЭ. 2004. 29 с.

29. Юдинцева Е.В., Гулякин И.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. Москва: «Атомиздат». 1968. 472 с.

30. Influence of Stable Cs and K on the Reaction of ^{137}Cs and ^{42}K in Soils and Clay Minerals / H. Nishita [et al] // *Soil Science*, 1962. V. 94. № 3. Pp. 187–197.

31. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. TRS №472, ISSN 0074–1914. IAEA. Vienna, 2010. 331 p.

32. Long-Term Study on the Transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl-Contaminated Soils to Grain Crops / Krouglov S.V. [et al] // *Journal of Environmental Radioactivity*. 1997. V. 34. № 3. Pp. 267–286.

33. Quantitative analysis of radiocesium retention in soils / A. Cremers [et al] // *Nature*, 1988. V. 335. Pp. 247–249.

34. Rafferty B., Dawson D.E., Colgan P.A. Assessment of the role of soil adhesion in the transfer of ^{137}Cs and ^{40}K to pasture grass // *Science of the Total Environment*. 1994. V. 145. Pp. 135–141.

35. Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: part 1. Gut absorption / S. Fesenko, N. Isamov, B.J. Howard [et al] // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2007. V. 98. Pp. 85–103.

36. Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: part 2. Transfer to milk / S. Fesenko, B.J. Howard, N. Isamov [et al] *Journal of Environmental Radioactivity*. 2007. V. 98. Pp. 104–136.

37. Valcke E. The behavior dynamics of radiocaesium and radiostrontium in Soil rich in organic matter, PhD Thesis, Katholieke Universiteit Leuven, 1992. P. 135.

ГЛАВА 9. ЗАЩИТНЫЕ И РЕАБИЛИТАЦИОННЫЕ МЕРОПРИЯТИЙ В ЛЕСНОМ И СЕЛЬСКОМ ХОЗЯЙСТВЕ В ЗОНЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Ратников А.Н., Переволоцкий А.Н., Фесенко С.В., Исамов Н.Н.,
Санжарова Н.И., Панов А.В., Свириденко Д.Г.

9.1. Реабилитация лесов

В развитии радиационно-экологической обстановки в лесных биогеоценозах, подвергшихся радиоактивным выпадениям, обычно выделяют три основных этапа: первый год после радиоактивных выпадений, первые три-четыре года после выпадений и отдаленный период. Несмотря на то что конечной целью реабилитации загрязненных территорий является создание нормальных условий жизни для населения с минимумом ограничений, связанных с радиационным фактором, мероприятия по защите населения и устойчивого функционирования лесного хозяйства в рамках каждого из этих этапов существенно отличались [67].

На первом этапе после Чернобыльской аварии основной целью ведения лесного хозяйства на загрязненных радионуклидами территориях являлось сохранение и усиление роли леса как аккумулятора радиоактивных выпадений и предотвращение вторичного переноса радионуклидов на сопредельные территории [17, 18, 30, 76]. В связи со значительным поверхностным радиоактивным загрязнением надземной фитомассы лесных растений на первом этапе после аварии целесообразно полностью отказаться от лесопользования в зонах радиоактивного загрязнения с преобладанием в составе выпадений коротко- и среднеживущих радионуклидов, за исключением противопожарных и лесозащитных мероприятий. Также по причине значительного поверхностного загрязнения, возможности ингаляционного поступления радионуклидов и значительных доз внешнего облучения не следует проводить захоронение погибших и сильно загрязненных древостоев [76].

Второй этап (в течение нескольких лет после радиоактивных выпадений) характеризуется перераспределением радионуклидов между компонентами лесной экосистемы: продолжается их удаление с загрязненной коры и хвои, перемещение между горизонтами лесной подстилки с накоплением в гумифицированном горизонте и подподстилочной части почвы [65, 76].

Третий этап, в зависимости от почвенно-экологических и лесоводственных факторов, начинается по истечению 5–10 лет с момента аварийных выпадений. Характеризуется установлением квазиравновесного состояния в распределении радионуклидов в лесных биогеоценозах, при которых скорость миграции радиоактивных веществ между компонентами близка к постоянной для данных эдафических, лесоводственных и природно-климатических условий, хотя может изменяться в течение вегетационного сезона

под действием биотических (изменения потребления минеральных элементов растениями в течение вегетации, активности микробиоты) и абиотических (влияние погодных условий, антропогенные воздействия) факторов [17, 18, 30].

В этот период максимальное снижение доз облучения для работающих на загрязненной территории и населения от использования продукции лесного хозяйства с учетом экономических и социальных факторов является приоритетом, а также получение максимально возможного объема продукции с допустимым уровнем содержания радионуклидов при минимальных трудозатратах является важным направлением работ по реабилитации лесов [55].

Важно подчеркнуть, что практически все существующие нормативные документы по ведению лесохозяйственной деятельности были разработаны как раз для второго и третьего этапов развития радиационно-экологической обстановки в лесах и в целом успешно регламентируют лесохозяйственные мероприятия на загрязненных территориях [1, 18, 35, 40].

Опыт, полученный после аварии на ЧАЭС, показал, что наиболее трудной задачей является ограничение негативного влияния лесов, многофункциональное использование которых было нарушено. Численность сельского населения, проживающего на загрязненных территориях и испытывающего влияние леса, составляла на момент аварии 1641,4 тысяч человек [27]. Вследствие этого, защитные мероприятия, касающиеся использования лесов, загрязненных после аварии на ЧАЭС, не ограничивались мероприятиями по ведению лесного хозяйства и в этих условиях включали в себя комплекс мероприятий по обеспечению безопасного проживания населения, активно контактирующего с загрязненными лесами.

После аварии на ЧАЭС для лесных экосистем, расположенных в областях радиоактивных выпадений был разработан целый ряд различного рода контрмер, направленных на снижение риска дополнительного облучения населения, проживающего вблизи лесных массивов. Некоторые защитные мероприятия действительно вводились на территории загрязненных лесов, другие не нашли своего применения в силу разных причин. В целом меры вмешательства, разработанные для случаев радиоактивного загрязнения лесных экосистем можно классифицировать следующим образом [18, 62, 67]:

1. Ограничительные контрмеры;
2. Оптимизация использования лесов с различными уровнями загрязнения;
3. Технологические мероприятия;
4. Использование ферроцинсодержащих препаратов для снижения накопления радионуклидов в молоке коров и в мясе диких животных;
5. Снижение подвижности радионуклидов в системе почва-растение за счет применения удобрений и мелиорантов;
6. Информационные контрмеры.

Для достижения поставленных задач вводятся комплекс специальных защитных мер (контрмер), делящихся на 6 групп [18, 30, 69, 72]:

Ограничительные контрмеры – это обобщенное название защитных мероприятий административного характера, ограничивающих активный кон-

такт населения с лесом. Они объединяют: запрет на все виды работ в лесу; запрет для населения на все виды отдыха в лесу; запрет на вырубку деревьев; ограниченный выпас домашних животных; ограничение на сбор грибов; ограничение на сбор ягод; ограничение на охоту; ограничение на заготовку дров; ограничение на сбор меда в лесу.

Эффективность ограничительных мероприятий, с точки зрения снижения годовых индивидуальных доз облучения населения, потенциально высокая на ранних сроках после выпадений, при условии строгого соблюдения вводимых ограничений [67].

На территориях, подвергшихся воздействию аварии на Чернобыльской АЭС, ограничительные контрмеры вводились на разных стадиях после аварии и носили как краткосрочный, так и долговременный характер. К ним относились: регламентация ведения лесного хозяйства по зонам радиоактивного загрязнения, ограничение доступа населения в загрязненные лесные массивы, ограничение времени работы и другие. Они эффективны с точки зрения снижения доз облучения населения, не требуют больших дополнительных затрат, широко используются как в лесном хозяйстве, так и в других отраслях. В то же время введение ограничительных контрмер приводит к экономическим потерям. Это прямые потери от недополученной прибыли за счет сокращения объемов заготовки древесины по главному и промежуточному пользованию лесом и продукции побочного лесопользования [69, 72].

Вторая группа защитных мероприятий – *оптимизация в использовании загрязненных лесов и лесоматериалов*. Эта группа защитных мероприятий объединяет следующие меры: ограничение на заготовку древесины в областях с низкими дозами и уровнями загрязнения; сезонное планирование работ в лесах; рекомендации по обработке ягод и грибов перед потреблением (в областях с низкими уровнями загрязнения); санитарная рубка деревьев; сезонное планирование сроков охоты; альтернативное использование древесины. Применение этих контрмер дает потенциально высокий радиологический и экономический эффект [67]. Эти контрмеры включают систему радиационного контроля, систему сертификации лесных ресурсов по радиационному признаку, гигиенические нормативы на лесную продукцию и нормирование труда, носят обязательный долговременный характер и требуют значительных дополнительных затрат. Эффективность их применения оценивается по уровню предотвращенной коллективной и индивидуальных доз облучения работников леса и населения от использования загрязненной продукции или пребывания в местах с повышенной мощностью дозы излучения [62, 69, 72].

Проблема реабилитации лесных экосистем многопланова. Она выходит за рамки экономических потерь, частично охарактеризованных выше. По экспертным оценкам, 20% населения продолжают постоянно использовать лесные ресурсы, а 30% населения используют эти ресурсы периодически [27].

На загрязненных лесных пастбищах в настоящее время невозможно провести эффективные агротехнические мероприятия, такие как, например, коренное улучшение лугов, для снижения содержания радионуклидов в кор-

мах. Эти пастбища используются в лесных населенных пунктах, где нет других кормовых угодий. Кроме того, зачастую лесные экосистемы сопряжены с болотными, которые также используются как кормовые угодья [27].

Использование ферроцинсодержащих препаратов в случае радиоактивного загрязнения лесных экосистем можно выделить в отдельную группу мер. Этот вид защитных мероприятий, первоначально разработанный для сельского хозяйства, был успешно использован за рубежом (Норвегия) для снижения накопления радионуклидов в мясе диких животных. Использование ферроцинсодержащих препаратов основано на введении химических связывающих веществ радионуклидов в состав специальных приготовленных солей (соль-лизунец) или в растительную подкормку. В результате применения описанных препаратов можно снизить содержание ^{137}Cs в мясе диких и в молоке (произведенном с использованием лесных сенокосов и пастбищ) домашних животных в 2–3 раза (в зависимости от количества вносимых в корма химических веществ) [62]. В настоящее время невозможно осуществить эффективные агротехнические мероприятия, например, радикальное усовершенствование лугов в загрязненном лесу, уменьшение загрязнения фуража. Поэтому оптимальным способом снизить внутренние дозы могло бы стать применение ферроцинсодержащих препаратов в лесных массивах со сравнительно невысокими уровнями загрязнения. Такого рода мероприятия активно применялись в Скандинавских странах, где вклад диких животных в рацион питания населения во многих регионах достаточно высок [67].

К настоящему времени не существует эффективных контрмер, которые могли бы снизить загрязнение лесных продуктов питания. Рекомендации по выборочному сбору слабонакапливающих видов грибов также во многих ситуациях неэффективны. Важную роль снижения дозы от грибов могла бы сыграть замена традиционного сбора грибов на искусственно выращиваемые в садах и огородах культивируемые виды грибов, таких как вешенка и другие. В то же время, сельские жители предпочитают сбор лесных грибов. Чтобы эта контрмера стала эффективной и для них, необходима длительная и кропотливая работа по рекламе новых искусственных технологий возделывания грибов на приусадебных участках и по включению в школьную программу курсов по защитным мерам [67].

Технологические контрмеры объединяют большой перечень долговременных мероприятий в лесном хозяйстве. К ним относятся: проведение работ по специальным технологическим регламентам или специальным проектам, механизация и автоматизация производственных процессов, обеспечение радиационной безопасности работающих, меры по охране лесов от пожаров и другие. Эффективность технологических контрмер заключается в предотвращении дополнительных коллективной и индивидуальных доз облучения работников лесного хозяйства и населения, а также в сохранении биологической устойчивости насаждений и оздоровлении экологической обстановки на загрязненной территории. Применение технологических контрмер требует значительных дополнительных затрат [30].

Следующая группа включает *контрмеры, основанные на изменении химических и физических свойств лесной почвы* в результате проведения ме-

лиорационных работ, которые позволят уменьшить подвижность радионуклидов в почве и, соответственно, переход их в растения. Их можно классифицировать следующим образом:

- контрмеры, основанные на изменении химических свойств почвы в результате внесения различных удобрений (известкование; внесение калия);
- контрмеры, основанные на изменении физических свойств лесной почвы (глубокая вспашка);
- методы дезактивации (удаление подстилки; поверхностного горизонта почвы).

По литературным данным, потенциальная эффективность применения такого рода защитных мероприятий с радиологической точки зрения варьируется от низкой до высокой. Но их проведение требует значительных финансовых затрат. После аварии на ЧАЭС ни одна из этих мер (в лесных экосистемах) фактически не применялась [67].

Информационные контрмеры включают научные исследования, подготовку и повышение квалификации специалистов лесного хозяйства, постоянное информирование работников леса и населения о радиационной обстановке в лесном фонде. Эти контрмеры должны сопровождать ведение лесного хозяйства на всех стадиях радиационной аварии. Им свойственна высокая эффективность, оценить которую можно по предотвращенной дозе облучения. Несмотря на то что корректная оценка эффективности этих мероприятий довольно сложна, мероприятия такого рода получили широкое распространение во многих районах России и Республики Беларусь [67].

Выбор защитных мер при проведении мероприятий по снижению последствий аварии на Чернобыльской АЭС является комплексной задачей и должен быть обоснован экономической, экологической и социальной целесообразностью, а также базироваться на основных принципах обеспечения радиационной безопасности: нормирования, обоснования и оптимизации. Дополнительное облучение населения, связанное с радиоактивным загрязнением лесов на территориях, подвергшихся аварии на Чернобыльской АЭС, будет продолжаться в течение нескольких десятилетий. Это свидетельствует о необходимости целенаправленного применения контрмер, их финансирования и контроля.

9.2. Защитные и реабилитационные мероприятия в сельском хозяйстве

Масштабы последствий и высокие уровни радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных земель после аварии на Чернобыльской АЭС обусловили необходимость применения защитных и реабилитационных мероприятий на значительной территории Беларуси, России и Украины. В острый период после аварии было подготовлено около 30 рекомендаций, инструкций, памяток по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения [44]. В связи с загрязнением земель долгоживущими радионуклидами проблема производства продукции, соответствующей ветеринарным и санитарно-гигиеническим требованиям, имеет долгосрочный характер. Следует

отметить как разнообразный характер выпадений, так и динамичность радиационной обстановки. Эти обстоятельства определили особенность организации и внедрения контрмер. После аварии на ЧАЭС впервые начал формироваться подход поэтапного проведения защитных и реабилитационных мероприятий. В различные периоды после аварии с учетом радиационной обстановки необходимо было разработать систему мер, которая позволяла бы в наибольшей степени снизить последствия радиоактивного загрязнения в сфере сельскохозяйственного производства.

9.2.1. Периодизация радиационной обстановки и мер реагирования в АПК

Первый период после аварии был определен как период йодной опасности из-за наличия в выпадениях короткоживущих радионуклидов йода, прежде всего ^{131}I . Особенно острая ситуация складывалась в первые недели. Выпадения произошли, когда скот был переведен на пастбища, что привело к быстрому включению радиойода в трофические цепочки. Критическим пищевым продуктом в данный период являлось молоко. Было рекомендовано применение запретительных или ограничительных мероприятий: запрет или ограничение на потребление молока, а также на содержание частного молочного скота на территории с наиболее высокими уровнями загрязнения. Главным защитным мероприятием в сельском хозяйстве являлось исключение из рациона животных загрязненного пастбищного травостоя, т. е. перевод животных на стойловое содержание. Одним из наиболее важных моментов было внедрение методов прижизненного контроля сельскохозяйственных животных на содержание радионуклидов, что остановило неоправданный забой скота на загрязненных территориях.

Второй период связан с аэральным загрязнением сельскохозяйственных угодий и весь первый вегетационный период после радиоактивных выпадений. На этом этапе основным путем поступления радионуклидов в продукцию растениеводства и кормопроизводства являлось непосредственное загрязнение надземной массы посевов. Основные проблемы в этот период были обусловлены загрязнением сельскохозяйственной продукции ^{134}Cs и ^{137}Cs .

Основные мероприятия в сельском хозяйстве имели запретительный или ограничительный характер: запрет на убой скота в регионах, где уровни загрязнения ^{137}Cs превышали 555 кБк/м^2 или рекомендовалось в течение 1,5 месяцев до убоя держать скот на «чистом» корме; смена видов обработки сельскохозяйственных культур – уменьшение количества операций, связанных с большим пылеобразованием; заготовка сенажа и силоса вместо сена; обязательный дозиметрический контроль; ограничение на потребление молока; в ряде районов были введены ограничения на содержание молочного скота.

Из населенных пунктов с плотностью загрязнения более 555 кБк/м^2 (15 Ки/км^2) был эвакуирован частный скот и организовано снабжение жителей чистыми продуктами питания. Эти мероприятия охватывали около 200 населенных пунктов, при этом уже 1986 г. из них было эвакуировано

8813 голов крупного рогатого скота и более 15 тыс. голов мелкого рогатого скота, овец и свиней. В последующем, в 1987–1988 гг., в загрязненных населенных пунктах дополнительно было изъято 6881 голов крупного рогатого скота и более 10 тыс. других сельскохозяйственных животных.

В этот период начали разрабатываться приемы технологической переработки загрязненного сельскохозяйственного сырья, которые позволяли снизить содержание радионуклидов в переработанной продукции до временно-допустимых уровней. В частности, рекомендована переработка молока на масло, а мяса на колбасы. Была апробирована технология получения спирта из загрязненного зерна.

Третий период в развитии радиологической ситуации в сельском хозяйстве начался со второго вегетационного периода после радиоактивных выпадений (с 1987 г.). Основным путем поступления радионуклидов в сельскохозяйственные цепи миграции являлось корневое усвоение. Важным фактором при обосновании мероприятий является учет влияния почвенно-климатических и геохимических особенностей загрязненных территорий. Продолжительность этого периода может составить десятки и сотни лет.

В рамках этого периода можно выделить этап стабилизации радиационной обстановки (он в основном был достигнут через 5 лет), а также отдаленный период, когда основной задачей реабилитации является возвращение территорий к условиям нормальной жизнедеятельности.

В первый период были разработаны общие подходы к проведению контрмер в зонах с различными уровнями загрязнения [8, 41, 42, 48, 52, 64]. На следующей стадии были разработаны защитные мероприятия с учетом почвенно-климатических особенностей загрязненных территорий [9, 57, 59]. В отдаленный период после аварии были предложены стратегии реабилитации, учитывающие специфику сельскохозяйственных предприятий [56]. Были разработаны системы защитных мероприятий отдельно для каждого хозяйства или населенного пункта, т.е. адресное применение защитных мероприятий [3, 25, 51].

Эффективность защитных и реабилитационных мероприятий зависит от времени, прошедшего после аварии. Их проведение в первый период было наиболее эффективным и экономически оправданным [26, 28, 47, 56]. С течением времени радиологическая эффективность различных технологических приемов снижается, а стоимость возрастает, что выдвигает на первый план, с одной стороны, вопрос об оптимизации применения защитных мер, а с другой – определяет необходимость поиска новых [68].

9.2.2. Общая характеристика защитных и реабилитационных мероприятий

В комплексе мер по восстановлению сферы сельского хозяйства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, выделяют несколько групп защитных и реабилитационных мероприятий: организационные, агротехнические, агрохимические, а также зооветеринарные в животноводстве [33, 34, 36, 61].

Организационные мероприятия на радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодьях носят долговременный характер и включают:

- проведение обследования загрязненных сельскохозяйственных угодий, инвентаризацию пахотных и кормовых угодий по плотности загрязнения;
- прогнозирование накопления ^{137}Cs в сельскохозяйственных культурах и лугопастбищной растительности кормовых угодий;
- исключение из оборота угодий с высокими уровнями загрязнения;
- изменение структуры посевных площадей;
- изменение структуры севооборотов, освоение полевых и кормовых севооборотов с учетом уровней радиоактивного загрязнения и агрохимических характеристик почвы;
- организацию радиационного контроля продукции;
- применение специальных технологий обработки почв и уборки урожая [43].

Агротехнические мероприятия включают:

- коренное и поверхностное улучшение сенокосов и пастбищ;
- гидромелиорацию (осушение и оптимизацию водного режима [9, 37, 47, 59, 73].

Агрохимические приемы включают:

- известкование кислых почв;
- внесение органических удобрений;
- внесение повышенных доз фосфорных и калийных удобрений;
- оптимизацию азотного питания растений;
- внесение микроудобрений;
- снижение пестицидной нагрузки [4, 5, 7, 31, 32, 46, 53, 74].

Зооветеринарные мероприятия включают:

- систему содержания животных;
- подбор рациона;
- специальную систему кормления животных;
- применение сорбирующих и цезий-связывающих препаратов;
- контроль за иммунологическим и гормональным статусом, состоянием обмена веществ, воспроизводительной функцией, проявлением и течением острых и хронических болезней сельскохозяйственных животных [9–11, 25, 34, 75].

9.2.3. Защитные и реабилитационные мероприятия в растениеводстве, кормопроизводстве и животноводстве

Защитные мероприятия в растениеводстве. Растениеводство является одной из основных отраслей в структуре сельского хозяйства загрязненных областей России. В зону загрязнения попали территории с различными почвенно-климатическими условиями и разными зональными технологиями возделывания сельскохозяйственных культур, что поставило задачу оптимизации применения защитных мероприятий с учетом особенностей ведения земледелия [35, 36, 52].

Организационные мероприятия включали в себя: инвентаризацию угодий по уровням содержания радионуклидов, составление картосхем ра-

диоактивного загрязнения; прогнозирование содержания радионуклидов в урожае; принятие решения об отчуждении земель с высоким уровнем радиоактивного загрязнения; изменение структуры посевных площадей; внедрение севооборотов с учетом плотности радиоактивного загрязнения почв; подбор видов и сортов сельскохозяйственных культур с минимальным накоплением радионуклидов или технических культур; составление плана реабилитации загрязненных угодий; организацию радиационного контроля [21, 23, 41, 42, 76].

Агротехнические приемы включали стандартную вспашку на глубину 18–25 см; вспашку с оборотом пласта на 4–5 см глубже, по сравнению с обычной; глубокую вспашку почвы (до 50–70 см) с оборотом пласта (таблица 9.1). Стандартная вспашка на глубину 18–25 см обеспечивала снижение перехода радионуклидов в растения в 1,3–3,0 раза, а вспашка с оборотом пласта до 5–7 раз [12, 36, 43]. В то же время, следует отметить, что вспашка с оборотом пласта применялась только на землях с развитым гумусовым горизонтом.

Агрохимические мероприятия включали традиционные приемы (применение удобрений и агроメリорантов), однако для загрязненных территорий были обоснованы оптимальные дозы и комбинации (таблица 9.1). Применение калийных удобрений обеспечивало снижение ^{137}Cs в растениях от 2 до 7 раз [2, 6, 22, 53]. Внесение повышенных доз фосфорных удобрений снижало поступление ^{137}Cs в растения на дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почвах в 2,0–2,5 раза, а на выщелоченных черноземах – в 1,5–3,0 раза [7]. Эффективность применения азотных удобрений зависит от их формы [16, 38].

Таблица 9.1. Эффективность агротехнических и агрохимических защитных приемов по снижению накопления ^{137}Cs в продукции растениеводства

Технологический прием	Эффективность – кратность снижения накопления радионуклидов в растениях, раз
Вспашка стандартная	1,5–3,0 (при первом применении после поверхностного загрязнения)
Вспашка с оборотом пласта	До 5–10 (при первом применении после поверхностного загрязнения)
Известкование (в дозе 1,5–2,0 Нг)	1,5–4,0
Внесение повышенных доз фосфорных удобрений	Снижение накопления для ^{137}Cs в 1,1–2,5 раза, для ^{90}Sr – в 1,2–3,5 раза
Внесение повышенных доз калийных удобрений	Снижение накопления для ^{137}Cs в 1,5–3,5 раза, для ^{90}Sr – в 1,2–1,5 раза
Внесение органических удобрений	1,5–3,0
Оптимизация доз и видов применения азотных удобрений	Превышение оптимальных доз ведет к росту накопления радионуклидов в растениях в 1,2–2,5 раза
Комплексное окультуривание почв	До 3 раз
Применение природных сорбентов (цеолиты, глины и др.)	На легких почвах – снижение накопления ^{137}Cs в растениях в 1,5–3,0 раза; на других почвах эффект не наблюдается
Подбор видов и сортов культур с минимальными уровнями накопления	Снижение накопления в зависимости от вида до 30, от сорта – до 7 раз

Применение органических удобрений в большинстве случаев уменьшало поступление ^{137}Cs в растения в 1,5–3,0 раза, причем наибольший эффект отмечается на почвах легкого гранулометрического состава [4].

Известкование является широко используемым приемом повышения плодородия кислых почв [36, 43]. В условиях радиоактивного загрязнения дозы внесения извести должны быть увеличены в 1,5–2,0 раза по сравнению с дозой, рассчитанной для нейтрализации почвенной кислотности. Известкование снижало переход ^{90}Sr и ^{137}Cs в сельскохозяйственную продукцию в 1,5–4,0 раза.

Агротехнические мероприятия – специальные приемы обработки почвы (механическое удаление верхнего загрязненного радионуклидами слоя почвы; дискование или фрезерование верхнего слоя почвы; стандартная вспашка на глубину 18–25 см; вспашка с оборотом пласта на 4–5 см глубже, по сравнению с обычной; глубокая плантажная вспашка почвы (до 50–70 см) с оборотом пласта); сокращение междурядных обработок и др. [49] (таблица 9.1).

Агрохимические мероприятия – известкование кислых почв; изменение соотношения элементов питания в минеральных удобрениях; использование природных сорбентов и органических удобрений; применение микроудобрений; снижение пестицидной нагрузки [20, 49, 63, 66, 70, 71, 74]. Известкование является широко используемым приемом, обеспечивающим снижение перехода ^{137}Cs в сельскохозяйственную продукцию в 1,5–4,0 раза [3, 5, 24, 53].

Внесение минеральных удобрений является эффективным приемом снижения накопления радионуклидов в сельскохозяйственные растения. При загрязнении почв ^{137}Cs рекомендуется сбалансированное внесение азотных, фосфорных и калийных удобрений в соотношении $\text{NPK} = 1:1:1,5$ и $\text{NPK} = 1:1,5:2,0$. Применение калийных удобрений может снижать поступление ^{137}Cs из почв разных типов в сельскохозяйственные растения в 1,5–3,5 раза [6, 16, 31, 54]. При использовании минеральных удобрений особое внимание необходимо уделять формам применения азотных удобрений [52]. Для оптимизации азотного питания оптимально применение аммиачной формы азота в виде медленнодействующих карбамида $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ и сульфата аммония $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ [33]. Фосфорные удобрения неоднозначно влияют на изменение поступления радионуклидов в растения [22]. Для снижения поступления ^{90}Sr в продукцию растениеводства соотношение N:P должно быть 1:2, для снижения перехода $^{137}\text{Cs} - \text{N:P} = 1,0:1,5$. При этом внесение повышенных доз фосфорных удобрений снижает поступление ^{137}Cs в растения на дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почвах в 1,1–2,5 раза, ^{90}Sr – в 1,2–3,5 раз [19, 33, 50].

Внесение в почву органических удобрений улучшает агрохимические свойства почв, повышает содержание гумуса и уменьшает поступление ^{137}Cs в урожай растений в 1,5–3,0 раза [4]. Наибольший эффект отмечается на почвах легкого гранулометрического состава. Комплексное применение органических (40–80 т/га) и минеральных удобрений ($\text{N}_{60-120}\text{P}_{60-120}\text{K}_{90-180}$) является наиболее эффективным приемом снижения накопления радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs) в растениях (таблица 9.1).

Защитные мероприятия в кормопроизводстве. В условиях радиоактивного загрязнения организация кормовой базы является наиболее важным звеном в производстве продукции животноводства, соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам [13, 15, 20, 57–60, 77]. При ведении кормопроизводства с целью повышения продуктивности сенокосов и пастбищ применяются агротехнические и агрохимические приемы улучшения малопродуктивных естественных лугов. Традиционными агротехническими приемами являются поверхностное и коренное улучшение сенокосов и пастбищ. Проведение коренного улучшения позволяет уменьшить загрязнение кормов в 2,7–6,8 раз, а поверхностного – в 1,6–2,9 раз (таблица 9.2).

Защитные мероприятия в животноводстве. Комплекс мероприятий по снижению накопления радионуклидов в продукции животноводства включает четыре группы приемов: ограничительные, организационные, ветеринарные и зоотехнические [9, 15, 29, 34, 45].

Ограничительные мероприятия включают: запреты на содержание молочного скота, использование неулучшенных пастбищ или сенокосов молочным скотом, на пастбищное содержание молочного скота. Наибольшей эффективностью эти меры обладали в первый период после аварии на ЧАЭС.

Таблица 9.2. Эффективность технологических приемов улучшения кормовых угодий

Технологический прием	Кратность снижения содержания ^{137}Cs в травостое, раз
Удаление верхнего загрязненного слоя почвы	5–15
Стандартная вспашка (при первом применении после поверхностного загрязнения)	1,8–3,2
Вспашка с оборотом пласта (при первом применении после поверхностного загрязнения)	2,0–6,0
Дискование и фрезерование	1,2–1,8
Коренное улучшение	2,7–6,2
Поверхностное улучшение	1,6–2,9
Комплексное окультуривание (известкование, внесение удобрений и т. п.)	1,2–5,0
Осушение	2,8
Осушение + поверхностное улучшение	2,5–5,5
Осушение + коренное улучшение	3–10
Внесение глинистых минералов на поверхность почвы в первый период после аварии на почвах легкого гранулометрического состава	1,5–2,0
Применение нетрадиционных мелиорантов (цеолит, вермикулит и т. п.)	1,0–2,5
Подбор травосмесей	До 5 раз

Организационные мероприятия представляют собой: инвентаризацию кормовых угодий по плотности загрязнения; исключение из использования кормовых угодий при невозможности получения на них нормативной продукции; изменение структуры посевных площадей и кормовых севооборотов.

Ветеринарные мероприятия предусматривают использование в рационах животных кормовых добавок и специальных препаратов, предотвращающих всасывание техногенных загрязнителей в желудочно-кишечном

тракте, дезактивацию кожных покровов, а также целенаправленную профилактическую диспансеризацию животных [49].

В ряду ветеринарных защитных мероприятий выделяют две основные группы контрмер, обеспечивающие гарантированное производство нормативно «чистых» продуктов животноводства (молоко, мясо). К первой группе относятся специфические цезий-связывающие препараты: ферроцин, бифеж, ферроцин-содержащие болюсы и брикеты соли-лизунца [10, 66, 75]. Применение в рационах животных ферроцианидсодержащих препаратов (ФСП) является наиболее эффективным приемом для снижения перехода ^{137}Cs в молоко и мясо (снижение поступления радиоцезия варьирует от 5 до 8 раз). При этом выбор рекомендуемых ФСП производится на основании ожидаемых уровней загрязнения продукции животноводства: в различные периоды пастбищного сезона (начало или завершение), при смене пастбищ, изменении рациона. Ферроцин в виде порошка и бифеж применяют при прогнозе содержания радиоцезия в продукции в 4 и более раз выше допустимых уровней, болюсы – до 3 раз, минерально-солевые брикеты – до 2 раз [13, 14, 34].

Вторая группа – использование природных сорбентов: цеолитов, вермикулитов, различных глин, трепелов и опок. Состав сорбентов представлен спектром биофильных макро- и микроэлементов, обеспечивающих оптимизацию минерального питания, с одной стороны, с другой, уменьшающих поступление ^{137}Cs в организм животных в 1,2–2,0 раза.

Зоотехнические мероприятия включают приемы рационального регулирования пастбищного содержания животных, обеспечиваемые системой пастбы и соблюдением норм нагрузки животных на пастбища, а также использованием в рационах зеленой подкормки. Также к зоотехническим мероприятиям ведения животноводства на радиоактивно загрязненных территориях относятся: подбор кормов в рационах и предубойный откорм животных «чистыми» кормами [14]. Эффективным приемом является замена пастбищного содержания животных стойлово-выгульным (таблица 9.3).

Таблица 9.3. Снижения содержания ^{137}Cs в животноводческой продукции в результате применения контрмер [20, 50]

Контрмеры	Вид животных	Вид продукции	Кратность снижения, раз
Ограничительные	КРС	молоко	8,3–8,5
	КРС	молоко	4,0–4,1
Организационные	КРС	мясо	3,3–3,5
	Ветеринарные		
Применение цезий-связывающих препаратов	КРС	молоко	1,5–21,8
	КРС	мясо	2,3–7,5
Применения сорбентов	КРС	молоко	1,2–2,0
Зоотехнические			
Предубойный откорм «чистыми» кормами	КРС	мясо	2,0–15,2
	Лошади	мясо	1,9–9,5
	Овцы	мясо	2,8–16,4
Рациональное использование сенокосов и пастбищ	КРС	молоко	1,3–10,4
Подбор кормов для рациона	КРС	молоко	1,7–2,5
	КРС	Мясо	32,6–41,8

9.2.4. Масштабы применения защитных и реабилитационных мероприятий

В период 1986 по 1988 гг. мероприятия в агропромышленном производстве проводились в постоянно увеличивающихся масштабах, а с 1988 по 1992 гг. они осуществлялись в оптимальных размерах (таблица 9.4–9.7). Именно это позволило обеспечить существенное снижение объемов производства продукции с уровнями загрязнения выше ВДУ: по молоку от 86% в 1986 г. до 1,7% в 1994 г.; по мясу от 15,2% до 0,06%; по зерну от 78% до менее 0,01%. [39].

Начиная с 1993 г. объемы применения средств химизации и агроメリоративных мероприятий снижаются. Ухудшение экономического состояния хозяйств не позволяет выполнить необходимые защитные мероприятия. В последние годы внесение минеральных удобрений (в основном калийных), извести и фосфоритной муки как защитных мероприятий проводилось практически только в юго-западных, наиболее загрязненных районах Брянской области и финансировались из различных источников. В рамках ФЦП «Сохранение и восстановление плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения и агроландшафтов как национального достояния России на 2006–2010 годы» на период до 2013 года (утв. распоряжением Правительства РФ от 1 октября 2005 г. № 1564-р) были проведены работы по реабилитации радиоактивно загрязненных территорий, включающие культуртехнические работы и применение агроメリорантов.

В рамках выполнения ФЦП «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года» в 2010–2015 гг. в юго-западных районах Брянской области проведены реабилитационные работы на площади 23,1 тыс. га (таблица 9.7).

Были проведены также работы по применению ферроцинсодержащих препаратов для коров с целью получения продукции животноводства (молока и мяса), соответствующей радиологическим нормативам. В течение пяти лет в 4 юго-западных районах Брянской области ежегодно для 4–4,5 тыс. голов крупного рогатого скота были применены ферроцинсодержащие препараты с комбикормом. Анализ динамики концентрации ^{137}Cs в молоке коров после применения ферроцина с комбикормами свидетельствует о высокой эффективности сорбента. Кратность снижения концентрации ^{137}Cs в молоке на 15...30-е сутки составила по хозяйствам 2,3–5,2 раза, а в мясе – 3,0–4,8 раза (таблица 9.8).

Таблица 9.4. Объемы применения агрохимических защитных мероприятий в Брянской области, тыс. га

Годы	Агрохимические мероприятия		
	Известкование, тыс. га	Фосфоритование, тыс. га	Калиевание, тыс. га
1	2	3	4
1986	177	101	113
1987	181	100	140
1988	186	100	131
1989	201	120	125

**Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС:
биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий**

Окончание таблицы 9.4

1	2	3	4
1990	180	123	136
1991	169	117	127
1992	127	79	76
1993	63	90	49
1994	34	51	21
1995	19	48	7
1996	4	35	10
1997	4	5	46
1998	5	3	54
1999	16	16	52
2000	10	15	52
2001	21	9	43
2002	22	4	18
2003	16	9	30
2004	15	6	0
2005	15	6	0

Таблица 9.5. Объемы применения агротехнических защитных мероприятий на сенокосах и пастбищах, тыс. га

Годы	Области			
	Брянская	Тульская	Калужская	Орловская
1986	19,5	-	1,6	0,1
1987	19,5	0,5	2,8	0,1
1988	19,5	0,5	3,2	0,1
1989	19,5	0,5	1,8	0,1
1990	19,5	0,5	2,2	0,1
1991	6,2	1,5	2,0	2,4
1992	6,2	0,5	2,0	2,4
1993	6,2	0,5	1,5	2,4
1994	6,2	0,5	1,5	2,4
1995	6,2	1,7	1,5	2,4
1996	2,6	1,0	1,6	0,5
1997	2,6	0,5	0,4	0,1
1998	2,6	0,3	0,4	0,1
1999	2,6	0,1	0,4	0,1
2000	2,6	0,1	0,2	0,1
2001	6,1	0,1	0,2	0,1
2002	4,6	0,1	0,2	0,1
2003	6,6	0,1	0,2	0,1
2004	5,8	0,1	0,2	0,1
2005	5,6	0,1	0,2	0,1

Таблица 9.6. Объемы применения ФСП в Брянской области, кг

Годы	Ферроцинсодержащие препараты		
	Бифеж, кг	Ферроцин, кг	Болусы, кг
1	2	3	4
1993	7700	1170	4887
1994	14833	1551	6043

Окончание таблицы 9.6

1	2	3	4
1995	1558	10992	2220
1996	16344	534	3600
1997	12279,8	208	2300
1998	20505,9	872,5	1200
1999	16476,1	510,8	4920
2000	7937	198,1	6258
2001	4751	623,8	10512
2002	3516,97	1397	0
2003	8338,14	2034,5	0
2004	4101,95	1005,7	0
2005	1772	0	0

Таблица 9.7. Объемы культуртехнических и агрохимических работ на радиоактивно загрязненных землях Брянской области по ФЦП «Сохранение и восстановление плодородия земель...», тыс. га

Виды работ	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Культуртехнические работы	14,6	11,9	9,4	11,2	9,5	14,5	12,5	8,0	1,4	1,0
Известкование	3,5	2,9	2,2	0,7	1,1	1,4	2,2	1,9	–	–
Фосфоритование	2,1	3,6	2,5	–	–	–	0,6	0,6	–	–
Калиевание	5,0	2,3	1,0	1,5	1,5	2,8	2,2	1,7	–	–
ИТОГО	25,2	20,7	15,1	13,4	12,1	18,7	17,5	12,2	1,4	1,0

Таблица 9.8. Кратность снижения ^{137}Cs в продукции животноводства за счет применения ферроцинсодержащих препаратов в хозяйствах юго-западных районов Брянской области, раз

Год	Молоко		Мясо	
	На 15 сутки	На 30 сутки	На 30 сутки	На 60 сутки
2012	1,8	6,2	2,9	6,3
2013	2,2	4,0	3,5	5,1
2014	3,0	5,5	2,6	3,1
Среднее	2,3	5,2	3,0	4,8

На снижение концентрации ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции после аварии на Чернобыльской АЭС значительное влияние оказывали как естественные биохимические процессы, так и защитные мероприятия. В районах с интенсивным применением сельскохозяйственных конгрмер снижение концентрации ^{137}Cs в продукции произошло значительно быстрее, чем в районах с ограниченным применением защитных мероприятий.

Вопросы планирования реабилитационных мероприятий, в частности определение приоритетов в реализации конгрмер, стали очень важными после аварии на ЧАЭС, поскольку решение задач оптимизации реабилитационных стратегий потребовали учета широкого спектра факторов. Опыт, накопленный после аварии на ЧАЭС, подтвердил, что при реабилитации необходимо учитывать не только радиологические и экономические факторы, но и восприятие применяемых мероприятий населением, администра-

цией городских и поселковых советов, неправительственными организациями и т. п.

9.2.5. Эффективность внедрения системы защитных мероприятий на загрязненных территориях

При оценке эффективности системы защитных мероприятий на загрязненных территориях, при оценке динамики доз внутреннего облучения в послеаварийный период следует учитывать снижение содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции с течением времени после аварии. Оно связано как с тем, что поступающие в окружающую среду радионуклиды фиксируются природными сорбентами (почвами, донными отложениями и т. д.), становясь менее доступными для включения в трофические цепи миграции, так и с внедрением защитных мероприятий. Вследствие этого оценка влияния защитных мероприятий на динамику уменьшения загрязнения продукции является важным показателем, определяющим радиологическое, экономическое и социально-психологическое смягчение последствий Чернобыльской аварии [25]. В Калужской области превышение нормативов на содержание радионуклидов в сельскохозяйственной продукции (в зерне и картофеле) отмечалось до 1988 г. (рисунок 9.1).

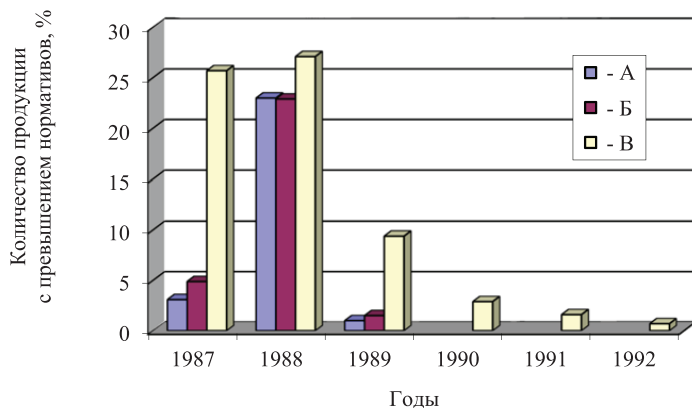


Рисунок 9.1. Снижение объемов производства продукции с превышением нормативов в загрязненных районах Калужской области. А – зерно, Б – картофель, В – сено [56]

Наибольшие уровни загрязнения сельскохозяйственной продукции и, как следствие, объемы производства продукции с превышением нормативов отмечались в Брянской области (рисунок 9.2).

Максимальной эффективности внедрение защитных мероприятий достигало в 1986–1991 гг., затем темпы их применения были резко уменьшены, оставаясь на уровне, достаточном для обеспечения непревышения содержания ^{137}Cs в продукции [28]. В то же время, благодаря оперативному внедрению специальных мероприятий в животноводстве, дооткорма животных на «чистых» кормах, организации стойлово-выгульного содержания живот-

ных, уровни загрязнения продукции животноводства в Брянской области постоянно снижались и с 1991 г. доля продукции животноводства не превышает 10% от валовой продукции, производимой в загрязненных районах. Наибольший эффект был достигнут при обеспечении производства зерна и картофеля, удовлетворяющего нормативам. Так, к 1991 г. удалось добиться снижения до минимальных объемов (менее 0,1 %) производства зерна с содержанием ^{137}Cs ниже 370 Бк/кг. Практически сразу после аварии было обеспечено и производство соответствующего нормативам картофеля [25]. Наиболее сложной была и остается ситуация с обеспечением производства удовлетворяющего радиологическим нормативам молока. В то же время, благодаря внедрению комплекса агротехнических, агрохимических защитных мероприятий, а также и активного использования ферроцинсодержащих препаратов производство несоответствующего нормативам молока к 1995 г. было сведено практически к минимальным количествам [67].

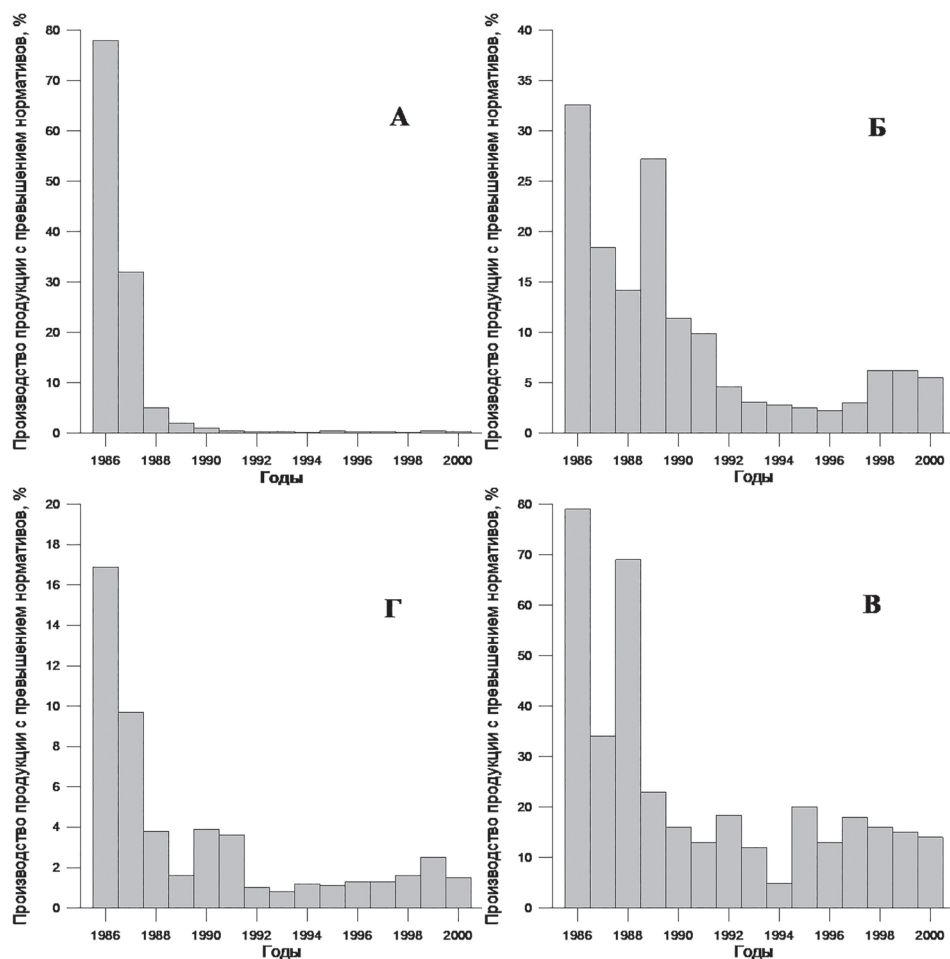


Рисунок 9.2. Снижение объемов производства продукции с превышением нормативов в загрязненных районах Брянской области: А – зерно; Б – молоко; В – сено; Г – мясо [56]

К сожалению, из-за финансовых трудностей в середине 90-х годов применение защитных мероприятий, в первую очередь, агротехнических и агрохимических, было резко уменьшено, а объемы их внедрения не соответствовали не только научно обоснованным уровням для радиоактивно загрязненных территорий, но и были значительно ниже необходимых для соблюдения обычных технологий. Это привело к определенному увеличению уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции. Однако в результате оптимизации имеющихся ресурсов и активному использованию в животноводстве специальных технологий радиологическую ситуацию удалось удерживать под контролем, а увеличение доли продукции, не соответствующей радиологическим нормативам, было незначительным [67].

Снижение загрязнения сельскохозяйственной продукции в Брянской области происходило более быстрыми темпами, чем в других областях России, подвергшихся воздействию, что связано с более интенсивным применением защитных мероприятий. Исходя из того, что уменьшение загрязнения продукции определялось тремя группами факторов: естественными биогеохимическими процессами, определяющими снижение биологической доступности ^{137}Cs в системе почва-растение, защитными мероприятиями и радиоактивным распадом, был оценен вклад каждого из этих факторов в уменьшение загрязнения сельскохозяйственной продукции (таблица 9.9). В качестве оценки периодов полуснижения содержания ^{137}Cs в продукции под действием всех факторов (естественных и защитных мероприятий) – Tint были приняты средние значения, рассчитанные для условий Брянской области, в том числе: для молока – 1,8 года, а для зерновых и картофеля – 1,9 года.

Таблица 9.9. Вклад факторов, определяющих снижение содержания ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции в районах России, подвергшихся загрязнению после аварии на ЧАЭС

Факторы	Районы с интенсивным применением контрмер (Брянская область)		Районы с ограниченным применением контрмер (Калужская область)	
	Молоко, мясо	Картофель, зерно	Молоко, мясо	Картофель, зерно
Природные процессы	0,33	0,36	0,60	0,73
Контрмеры	0,61	0,57	0,28	0,12
Радиоактивный распад	0,06	0,07	0,12	0,15

Можно сделать вывод, что в рассматриваемый период времени вклад защитных мероприятий в снижение загрязнения продукции значительно превышал вклад естественных процессов в загрязненных районах Брянской области и был достаточно значимым в районах с ограниченным применением защитных мероприятий (в первую очередь в Калужской области).

Крупномасштабное внедрение защитных мероприятий в хозяйствах 4 наиболее загрязненных областей России (Брянской, Калужской, Орловской и Тульской) позволило не только свести к минимуму объемы продукции, не отвечающей радиологическим нормативам, но и обеспечило значитель-

ное снижение коллективных доз от потребления сельскохозяйственной продукции, произведенной в загрязненных районах – уменьшение так называемой «экспортируемой» дозы (таблица 9.10).

Таблица 9.10. Коллективные дозы, предотвращенные в результате внедрения защитных мероприятий в общественном секторе, чел.-Зв

Область, район	1987–1990 гг.	1991–1995 гг.	1996–2000 гг.	1987–2000 гг.
Брянская область	3928,1	2396,6	862,8	7187,5
В том числе по районам:				
Гордеевский район	474,5	525,4	202,7	1202,5
Злынковский район	339,0	249,8	101,1	689,9
Климовский район	98,9	142,9	58,0	299,8
Клинцовский район	398,5	174,6	70,4	643,5
Красногорский район	309,0	377,9	200,3	887,1
Новozyбковский район	2308,3	926,1	230,3	3464,7
Калужская область	389,3	89,7	29,5	508,4
Орловская область	36,7	20,1	4,7	61,5
Тульская область	156,2	50,2	39,4	245,8
В целом по 4 областям	4510,4	2556,7	936,4	8003,2

Наибольший вклад в снижение коллективной дозы был достигнут в Брянской области (7187,5 чел.-Зв или 46% от потребления загрязненной сельскохозяйственной продукции, произведенной в загрязненных районах), защитные мероприятия в которой применялись в наибольших объемах. Значительным (около 22% от коллективной дозы, сформированной от потребления сельскохозяйственной продукции) было снижение коллективных доз в результате проведения защитных мероприятий в Калужской области. Более низкий эффект по снижению дозы, достигнутый в Тульской (18%) и Орловской (15%) областях, объясняется тем, что сельскохозяйственное производство в этих областях ведется на почвах, более плодородных по сравнению с Брянской областью, что предопределило более низкие уровни загрязнения сельскохозяйственной продукции [56]. Среди районов Брянской области наибольший эффект по снижению коллективных доз был достигнут в Новozyбковском районе (3464,7 чел.-Зв или 52 % от коллективной дозы при отсутствии мероприятий), который являлся критическим по уровням загрязнения, а защитные мероприятия отрабатывались и внедрялись в этом районе в первую очередь. Значительным был вклад сельскохозяйственных защитных мероприятий в снижение коллективной дозы в Гордеевском районе (около 1200 чел.-Зв) [56].

Вклад отдельных мероприятий в снижение коллективных доз облучения населения был различным в отдельных областях и районах и зависел как от структуры производства сельскохозяйственной продукции, так и от особенностей защитных мероприятий. Как правило, основной вклад в снижение коллективной дозы вносили мероприятия, направленные на снижение загрязнения продукции животноводства. Так, в загрязненных районах Брянской области он достигал 65–75%. Существенно ниже (около 40%) он был в загрязненных районах Тульской и Орловской областей, где в значительных объемах производятся зерно и картофель [28].

Интенсивное применение защитных мероприятий в сельском хозяйстве после аварии на Чернобыльской АЭС позволило не только значительно уменьшить коллективные дозы облучения населения от производимой в этом регионе продукции (экспорт дозы), но и существенно снизить дозы облучения населения, проживающего в этих районах. Среди основных защитных мероприятий, направленных на снижение доз внутреннего облучения сельского населения загрязненных областей, рассматривались следующие [68]:

- ограничительные контрмеры – ограничения на использование молока и других продуктов питания, производимых в частном секторе, а также ограничения на сбор и употребление грибов и ягод;
- обеспечение населения окультуренными сенокосами и пастбищами;
- применение ферроцинсодержащих препаратов.

Ограничительные контрмеры. В полном объеме применялись в зонах с плотностью загрязнения ^{137}Cs выше 555 кБк/м² в период с 1986 г. до 1990 г. Анализ эффективности ограничительных защитных мероприятий, выполненных в рамках комплексного радиологического мониторинга населенных пунктов (см. главу 2) показал, что они позволили значительно (до 40%) уменьшить индивидуальные дозы облучения населения. В то же время нельзя не учитывать, что такого рода контрмеры имеют ярко выраженный отрицательный социально-психологический аспект и не могут быть эффективны для всех групп населения в течение длительного времени, поскольку приводят к серьезному изменению в жизненном укладе жителей сельских населенных пунктов.

Улучшение кормовых угодий и обеспечение частного скота культурными пастбищами. Широко внедрялись начиная с 1988 г. в населенных пунктах, в которых был оставлен частный скот. В отличие от ограничительных защитных мероприятий эти приемы относятся к категории технологий, традиционно используемых в сельском хозяйстве, и не приводят к негативным социально-психологическим последствиям, характерным для ограничительных контрмер. Данные мониторинговых наблюдений показали, что в населенных пунктах, в которых эти мероприятия проводились в значительных масштабах, отмечалось существенное (до 2–3 раз) снижение доз внутреннего облучения.

Применение ферроцинсодержащих препаратов. Начиная с 1993 г. не только в общественном секторе, но и в более чем 50 населенных пунктах использовались ферроцинсодержащие препараты (в форме бифежа и болосов). Применение этой защитной меры также обеспечивает значительный эффект (до 2 раз) по снижению доз облучения населения и было особенно эффективным при применении ее в критические периоды, когда уровни загрязнения молока достигали максимальных значений.

Наиболее интенсивно эти защитные мероприятия проводились в зонах с высокими плотностями выпадений. На основе исследований, проведенных в сельских населенных пунктах в 1991–1999 гг., показано, что их применение позволило снизить суммарные годовые дозы облучения сельского населения в зоне с плотностью загрязнения ^{137}Cs 185–370 кБк/м² в среднем на 22%, в зоне с плотностью загрязнения ^{137}Cs 370–555 кБк/м² – на 32%

и в населенных пунктах с плотностью загрязнения выше 555 кБк/м² – более чем на 40%. Снижение доз внутреннего облучения достигало от 3 до 8 раз. В результате к 1996 г. за счет проведенных сельскохозяйственных защитных мероприятий на загрязненных вследствие аварии на ЧАЭС территориях в 67 сельских населенных пунктах (18%) удалось снизить годовые суммарные дозы облучения жителей до уровня менее 1 мЗв (таблица 9.11). В 142 сельских населенных пунктах (38%) удалось добиться снижения годовых доз внутреннего облучения до уровня менее 1 мЗв, а в 27 населенных пунктах (7%) – до уровня менее 0,5 мЗв.

Таблица 9.11. Распределение сельских населенных пунктов со среднегодовой дозой облучения жителей выше 1 мЗв на территории, загрязненной после аварии на ЧАЭС [51]

Средняя доза внутреннего облучения, мЗв/год	Плотность загрязнения территории населенного пункта ¹³⁷ Cs, кБк/м ²			
	37–185	185–370	370–555	>555
Реальная ситуация после применения контрмер (каталог 1996 г.)				
<0,5	0	6	22	2
0,5–1	0	28	70	84
>1	7	12	11	65
Ситуация в отсутствии применения контрмер				
<0,5	0	1	0	2
0,5–1	0	75	59	0
>1	7	31	50	149

Проведенные мероприятия позволили значительно уменьшить коллективные дозы облучения сельского населения (таблица 9.12). За первые 15 лет после аварии суммарная предотвращенная доза в результате внедрения защитных мероприятий в сельских населенных пунктах оценивается примерно в 3000 чел.-Зв. Основная часть предотвращенной коллективной дозы относится к 5 загрязненным районам Брянской области – 2890 чел.-Зв. В наибольших масштабах защитные мероприятия применялись в наиболее загрязненном в России Новозыбковском районе Брянской области (средняя плотность загрязнения ¹³⁷Cs 720 кБк/м²), 65 сельских населенных пунктов которого находится в зоне загрязнения ¹³⁷Cs выше 555 кБк/м².

Таблица 9.12. Предотвращенные дозы в результате применения защитных мероприятий в сельских населенных пунктах [56]

Область, район	Предотвращенные коллективные дозы, чел.-Зв
1	2
Брянская область	
Гордеевский	350
Злынковский	320
Климовский	250
Клинцовский	220
Красногорский	190
Новозыбковский	1550
В целом по загрязненным районам	2890

Окончание таблицы 9.12	
1	2
Калужская область	
Жиздринский	3
Ульяновский	82
Хвастовичский	40
В целом по загрязненным районам	125
Всего	3015

Для обоснования стратегий использования защитных мероприятий в сельских населенных пунктах в отдаленный период после аварии с учетом особенностей этого периода был предложен подход, основанный на классификации сельских населенных пунктов по плотности выпадений ^{137}Cs , дозам внутреннего облучения и степени использования продуктов леса (таблица 9.13).

Таблица 9.13. Классификация сельских населенных пунктов на территории, загрязненной после аварии на ЧАЭС, и жителей, проживающих в этих населенных пунктах (на 1996 г.) [51]

Средняя доза внутреннего облучения, мЗв/год	Плотность загрязнения территории населенного пункта ^{137}Cs , кБк/м ²			
	37–185	185–370	370–555	>555
Число населенных пунктов, расположенных близко к лесу				
<0,5	3176 (0)*	283 (6)	28 (19)	2 (2)
0,5–1	10 (0)	30 (28)	68 (66)	80 (80)
>1	7 (7)	14 (14)	11 (11)	62 (62)
Количество населения, проживающего в населенных пунктах, расположенных близко к лесу, чел.				
<0,5	415298 (0)	27998 (599)	3217 (2775)	324 (324)
0,5–1	2420 (0)	3791 (3605)	10031 (9206)	10352 (10352)
>1	3095 (3095)	5092 (5092)	3623 (3623)	5842 (5842)
Число населенных пунктов, расположенных далеко от леса				
<0,5	833 (0)	42 (0)	7 (3)	0 (0)
0,5–1	0 (0)	1 (0)	4 (4)	4 (4)
>1	0 (0)	0 (0)	0 (0)	3 (3)
Количество населения, проживающего в населенных пунктах, расположенных далеко от леса, чел.				
<0,5	129623 (0)	6699 (0)	505 (151)	0 (0)
0,5–1	0 (0)	1179 (0)	2883 (2883)	7 (7)
>1	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1181 (1181)

* Населенные пункты и население со среднегодовой дозой облучения выше 1 мЗв показаны в скобках

Были оценены периоды времени, в течение которых сохранялась необходимость проведения защитных мероприятий. Показано, что в населенных пунктах со средней дозой внутреннего облучения жителей от 0,5 до 1,0 мЗв/год и плотностью загрязнения ^{137}Cs менее 555 кБк/м² существовала необходимость выполнения контрмер до 2003–2004 гг.

До 2010–2020 гг. защитные мероприятия должны были применяться в населенных пунктах со среднегодовой дозой внутреннего облучения более 1 мЗв и плотностью загрязнения ^{137}Cs менее 555 кБк/м², а также в об-

ластях с дозой внутреннего облучения от 0,5 до 1,0 мЗв/год и плотностью загрязнения ^{137}Cs более 555 кБк/м². В наиболее загрязненных населенных пунктах Брянской области их применение будет оставаться необходимым в течение следующих 50–60 лет.

Характерной чертой отдаленного периода после аварии на ЧАЭС в Российской Федерации является введение с 1997 г. жестких нормативов, регламентирующих допустимые уровни содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции. По ряду продуктов, в частности, молоку, эти нормативы более чем в 7 раз ниже действующих до настоящего времени ВДУ-93. Эти изменения сделали необходимым уточнение радиологической обстановки в сельском хозяйстве с учетом вводимых критериев и разработку новых методических подходов к обоснованию защитных мероприятий в этот период. Близкий по идеологии подход был разработан для обоснования оптимальных стратегий проведения реабилитационных и защитных мероприятий в общественном секторе. Для обеспечения проведения адресной реабилитации, направленной на получение максимального эффекта от применяемых мер с минимальными дополнительными вложениями, была предложена классификация хозяйств на основе риска (вероятности) производства продукции животноводства с содержанием ^{137}Cs , превышающим нормативы СанПиН 2.3.2.560–96, и плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий ^{137}Cs , используемых для производства кормов и выпаса животных [29].

На основе классификации хозяйств и сельских населенных пунктов были сформированы комбинации защитных и реабилитационных мероприятий, обеспечивающие получение продукции, удовлетворяющей нормативам СанПиН 2.3.2.560-96, и снижение уровня облучения менее 1 мЗв/год для различных зон, выделенных при этой классификации.

Все мероприятия были ранжированы по критерию стоимости предотвращенной в ходе их применения дозы (стоимость 1 чел.-Зв). Набор мероприятий рассматривался как достаточный при обеспечении производства продукции, удовлетворяющей нормативам СанПиН 2.3.2.560-96 (общественный сектор), и при снижении уровня облучения менее 1 мЗв/год (частный сектор). Оптимальные по этим критериям комбинации контрмер были определены как для каждой из выделенных категорий хозяйств (населенных пунктов), так и различных периодов времени после аварии. Этот подход получил название адресной стратегии проведения защитных мероприятий [51].

Для зон с высокими уровнями загрязнения, в рамках адресной стратегии предложен поэтапный подход реабилитации территорий, заключающийся в проведении дезактивации территории населенного пункта, совместно с сохранением ограничений на содержание частного молочного скота. В тот период времени, когда снижение суммарной годовой дозы облучения жителей населенного пункта до уровня менее 1 мЗв можно будет добиться сельскохозяйственными защитными мероприятиями, ограничения на содержание частного скота должны сниматься и проводиться сельскохозяйственные контрмеры.

Таким образом, и в отдаленный период после аварии на ЧАЭС существующий комплекс сельскохозяйственных мероприятий характеризовался

высокой эффективностью, что позволило обеспечить скорейшее возвращение загрязненных районов к обычным условиям ведения сельского хозяйства [67].

Заключение

Восстановление сельскохозяйственного производства является одним из ключевых направлений реабилитации пострадавших от аварии на ЧАЭС территорий. Защитные и реабилитационные мероприятия в сельском хозяйстве – это система организационных, агротехнических, агрохимических и мелиоративных мероприятий, направленных на обеспечение производства продукции, соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам, а также способствующих восстановлению и поддержанию почвенного плодородия. Основным критерием при обосновании необходимости реабилитации сельскохозяйственных угодий является соответствие производимой продукции санитарно-гигиеническим и ветеринарным нормативам и (или) не превышение дозовых нагрузок на сельское население и сельскохозяйственных работников.

За период ликвидации последствий аварии на ЧАЭС проведено большое количество исследований по разработке и применению защитных и реабилитационных мероприятий в сельском хозяйстве. Накопленный к настоящему времени опыт показал, что применение мероприятий, основанных на традиционных технологиях ведения сельскохозяйственного производства, обладает высокой эффективностью и экономически оправдано.

Литература

1. Правила ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения: постановление Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь от 10.04.2009 г. № 11 // Нац. реестр правовых актов Респ. Беларусь. 2009. № 158. 8/21085.
2. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Поведение ^{137}Cs в системе почва-растение и влияние внесения удобрений на накопление радионуклида в урожае // Агрохимия. 1992. № 8. С. 127–138.
3. Анализ стратегий применения защитных мероприятий в сельском хозяйстве после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. Вып. 5. С. 721–736.
4. Белова Н.В., Драганская Н.В., Санжарова Н.И. Влияние органических удобрений на биологическую подвижность цезия- 137 в почве // Плодородие. 2004. № 5. С. 35–36.
5. Белоус Н.М., Моисеенко Ф.В., Санжарова Н.И. Эффективность агрохимических мероприятий по снижению накопления ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур в регионе Брянского полесья // Проблемы техногенного воздействия на агропромышленный комплекс и реабилитация загрязненных территорий: сб. матер. науч. сессии Россельхозакадемии (27–29 июня 2002 г.). М., 2003. С. 165–183.
6. Влияние калия и кислотности на состояние ^{137}Cs в почвах и его накопление проростками ячменя в вегетационном опыте / В.С. Анисимов, С.В. Круглов, Р.М. Алексахин [и др.] // Почвоведение. 2002. № 11. С. 1323–1332.
7. Влияние фосфорных удобрений на накопление ^{137}Cs сельскохозяйственными культурами / В.К. Кузнецов [и др.] // Агрохимия. 2001. № 9. С. 47–53.

8. Временные рекомендации по ведению агропромышленного производства в Белорусской ССР на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению. М.: Госагропром СССР. ВНИИСХР, 1986.

9. Исамов Н.Н. (мл.), Санжарова Н.И., Кузнецов В.К. Защитные технологические приемы в кормопроизводстве и животноводстве в условиях радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий // Достижения науки и техники в АПК. 2004. № 7. С. 30–32.

10. Использование берлинской лазури для снижения уровня загрязнения радиоактивным цезием молока и мяса, производимых на территориях, пострадавших от Чернобыльской аварии. Проект ООН Е 11. IAEA-TECDOC-926/R. Вена: МАГАТЭ, 1997. 28 с.

11. Использование ферроцианидсодержащих препаратов в животноводстве / Р.М. Алексахин, А.Н. Ратников, А.В. Васильев [и др.] // Вестник РАСХН. 1999. № 1. С. 15–17.

12. Корнеева Н.В., Корнеев Н.А., Алексахин Р.М. Влияние глубокого размещения ^{90}Sr в почве и видовых и сортовых особенностей яровой пшеницы на накопление радионуклидов в урожае // Агрохимия. 1976. № 3. С. 102–110.

13. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Итоги и проблемы экологического мониторинга в кормопроизводстве и животноводстве // Сельскохозяйственная биология. 1986. № 7. С. 51–59.

14. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н., Корнеева Н.В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. М.: Колос. 1977. 208 с.

15. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. М.: Энергоатомиздат. 1987. 208 с.

16. К оценке влияния минеральных удобрений на динамику обменного ^{137}Cs в почвах и доступность его овощным культурам / И.Т. Моисеев, Ф.А. Тихомиров, В.З. Мартюшов [и др.] // Агрохимия. 1988. № 5. С. 86–91.

17. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общ. ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.

18. Марадудин И.И., Панфилов А.В., Шубин В.А. Основы прикладной радиоэкологии. Радиационная экология: учеб. пособие. М.: ВНИИЛМ, 2001. 224 с.

19. Маркина З.Н., Курганова А.А., Воробьев Г.Т. Радиоактивное загрязнение продукции растениеводства Брянской области. Брянск: БГСХА, 1997. 241 с.

20. Методические указания по получению экологически чистой сельскохозяйственной продукции на техногенно загрязненных территориях. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2005. 93 с.

21. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А. Влияние сортовых особенностей пшеницы и гороха на накопление цезия- 137 и калия в урожае // Вестник МГУ, сер. Почвоведение. 1977. № 3. С. 105–109.

22. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А. К вопросу о влиянии минеральных удобрений на доступность ^{137}Cs из почвы сельскохозяйственным растениям // Агрохимия. 1986. № 2. С. 89–94.

23. Накопление ^{137}Cs в продукции растениеводства в зависимости от видовых и сортовых особенностей сельскохозяйственных культур / В.К. Кузнецов [и др.] // Сельскохозяйственная биология. 2000. № 1. С. 64–70.

24. Накопление ^{137}Cs сельскохозяйственными культурами на песчаных и супесчаных почвах Белорусского полейся под влиянием различных мелиорантов / Н.И. Санжарова [и др.] // Сельскохозяйственная биология. 1996. № 5. С. 55–60.

25. Обоснование необходимости защитных и реабилитационных мероприятий в животноводстве в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // Вестник РАСХН. 2004. № 2. С. 70–73.

26. Оценка радиологической эффективности защитных мероприятий (контрмер), проводимых в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС. Методические рекомендации. МР 2.6.1.0010–10. М.: Федеральный Центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. 32 с.

27. Оценка эффективности защитных мероприятий по снижению дозовых нагрузок на сельское население, обусловленных продукцией лесных экосистем / С.К. Фирсакова, Ю.М. Жученко, С.В. Фесенко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2002. Т. 42. № 2. С. 211–215.

28. Панов А.В., Алексахин Р.М., Музалевская А.А. Изменение эффективности защитных мероприятий по снижению накопления ^{137}Cs сельскохозяйственными растениями в различные периоды после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2011. Т. 51. № 1. С. 134–153.

29. Пахомов А.Ю. Обоснование стратегий применения защитных и реабилитационных мероприятий в животноводстве в отдаленный период после радиационных аварий (на примере аварии на ЧАЭС): дис. ... канд. биол. наук. 03.00.01. Радиобиология. Обнинск, 2002. 186 с.

30. Переволоцкий А.Н., Булавик И.М. Основы ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения. Минск: Белгослес, 2003. 144 с.

31. Переход ^{137}Cs в растения из дерново-подзолистой почвы в зависимости от дозы калия и степени его подвижности / Н.И. Санжарова, Н.В. Белова, П.И. Юриков [и др.] // Агрохимия. 2004. № 7. С. 58–66.

32. Прудников П.В. Использование агрономических руд и новых комплексных минеральных удобрений на радиоактивно загрязненных почвах. Брянск, 2012. 296 с.

33. Путятин Ю.В. Минимизация поступления радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениеводческую продукцию. Мн.: Ин-т почвоведения и агрохимии, 2008. 268 с.

34. Рекомендации по ведению кормопроизводства и животноводства, обеспечивающие получение нормативной продукции в условиях техногенного загрязнения. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2007. 111 с.

35. Рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения / Под ред. Н.Н. Калетника. Киев: Госкомлес Украины, 1998. 66 с.

36. Рекомендации по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории в результате аварии на Чернобыльской АЭС на период 1991–1995 гг. М., 1991. 58 с.

37. Рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства на радиоактивно загрязненных территориях. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2005. 88 с.

38. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Н.И. Санжарова, А.А. Сысоева, Н.Н. Исамов [и др.] // Российский химический журнал. 2005. Т. XLIX. С. 26–29.

39. Российский национальный доклад 30 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. 1986–2016 / Под общей ред. В.А. Пучкова, Л.А. Большова. М., 2016. 202 с.

40. Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС (на период 1997–2000 гг.) / И.И. Марадудин [и др.]. М.: ВНИИЦлесресурс, 1997. 61 с.

41. Руководство по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения части территории РСФСР, Украинской ССР и Белорусской ССР на весенне-летний период 1987 года. М.: Госагропром СССР. ВНИИСХР, 1987. 31 с.

42. Руководство по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения части территории РСФСР, Украинской ССР и Белорусской ССР на период 1988–1990 гг. М.: Производственно-издат. комбинат АгроНИИТЕИИТО, 1988. 40 с.

43. Руководство по применению контрмер в сельском хозяйстве в случае аварийного выброса радионуклидов в окружающую среду. IAEA-TECDOC-745 ISSN 1011–4289. Вена: МАГАТЭ, 1994. 104 с.

44. Сборник нормативных и методических документов, регламентирующих ведение сельского хозяйства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС (в 3-х томах) / Под ред. Н.И. Санжаровой. Обнинск, 2006.

45. Сироткин А.Н. Поступление продуктов деления в организм сельскохозяйственных животных и переход радионуклидов в продукцию животноводства // Радиобиология и радиэкология сельскохозяйственных животных / Под ред. Б.Н. Анненкова, И.К. Дибобес, Р. М. Алексахина. М.: Атомиздат. 1973. С. 140–171.

46. Снижение накопления ^{137}Cs в сельскохозяйственных культурах под воздействием мелиорантов / В.К. Кузнецов [и др.] // Агрохимия. 1995. № 4. С. 74–79.

47. Смольский Е.В., Сердюков А.П., Батуро Л.М. Эффективность агротехнических и агрохимических приемов на загрязненных кормовых угодьях // Агрохимический вестник. 2015. № 2. С. 22–24.

48. Сфера агропромышленного производства – радиологические последствия аварии на Чернобыльской атомной электростанции и основные защитные мероприятия / Н.А. Корнеев, А.П. Поваляев, Р.М. Алексахин [и др.] // Атомная энергия. 1988. Т. 65. Вып. 2. С. 129–134.

49. Технологические приемы в растениеводстве, повышающие устойчивость агроценозов в условиях техногенного загрязнения сельскохозяйственных угодий. Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2008. 57 с.

50. Технологические приемы, обеспечивающие повышение устойчивости агроценозов, восстановление нарушенных земель, оптимизацию ведения земледелия и получение соответствующей нормативам сельскохозяйственной продукции / Под ред. Н.И. Санжаровой. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2010. 180 с.

51. Фесенко С.В., Панов А.В., Алексахин Р.М. Методический подход к обоснованию защитных мероприятий в сельских населенных пунктах в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиэкология. 2001. Т. 41. № 4. С. 415–426.

52. Эффективность комплекса агро-мелиоративных мероприятий в снижении накопления ^{137}Cs в продукции растениеводства в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (на территории России) / А.Н. Ратников, Р.М. Алексахин, Т.Л. Жигарева [и др.] // Агрохимия. 1992. № 9. С. 112–116.

53. Эффективность минеральных удобрений на радиоактивно загрязненных территориях / Т.Л. Жигарева, А.Н. Ратников, Г.И. Попова [и др.] // Химия в сельском хозяйстве. 1996. № 1. С. 35–38.

54. Юдинцева Е.В., Гулякин И.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968. 472 с.

55. Analysis of the contribution of forest pathways to the radiation exposure of different population groups in Bryansk region of Russia / S.V. Fesenko, G. Voigt, S.I. Spiridonov [et al.] // Radiation and Environmental Biophysics. 2000. Vol. 39. Pp. 291–300.

56. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident / S.V. Fesenko., R.M. Alexakhin, M.I. Balonov [et al.] // The Science of the Total Environment. 2007. Vol. 383. № 1–3. Pp. 1–24.

57. Behaviour of radionuclides in meadows and efficiency of countermeasures / N.I. Sanzharova [et al.] // Radiation Protection Dosimetry. 1996. Vol. 64. №. 1/2. Pp. 43–48.

58. Behavior of radionuclides in natural and semi-natural environments. Final report / Ed. by M. Belli and F. Tikhomirov. Part Y11.5. EUR 16531 EN. 1996. Pp. 147–162.

59. Behaviour of radionuclides in meadows including countermeasures application. The radiological consequences of the Chernobyl accident / B.S. Prister, M. Belli, N.I. Sanzharova [et al.] // Proceedings of the first international conference, Minsk, 18–22 March 1996. Minsk, Belarus, 1996. Pp. 59–68.
60. Comparison of data on agricultural countermeasures at four farms in the former Soviet Union / B.T. Wilkins, A.F. Nisbet, M. Paul [et al.]. NRPB-R285, 1996. 63 p.
61. Countermeasures on natural and agricultural areas after Chernobyl accident / I. Bogdevich [et al.] // Role of GIS in Lifting the Cloud Off Chernobyl / Ed. J. Kolejka. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2002. Pp. 147–158.
62. Decision making framework for application of forest countermeasures in the long term after the Chernobyl Accident / S. Fesenko [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 2005. Vol. 82. Pp. 143–166.
63. Desmet G.M., Van Loon L. R. Chemical speciation and bioavailability of elements in the environment and their relevance to radioecology // The Science of the Total Environment. 1991. V. 100. Pp. 105–124.
64. Efficiency of measures at decreasing the contamination of agricultural products in areas contaminated by the Chernobyl NPP accident / B.S. Prister, N.A. Loshchilov, L.V. Perepelyatnikova [et al.] // The Science of the Total Environment. 1992. Vol. 112. Pp. 79–87.
65. Forest and Chernobyl: forest ecosystems after the Chernobyl nuclear power plant accident: 1986–1994 / V. Ipatyev [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 1999. Vol. 42. Pp. 9–38.
66. Hove K. Chemical methods for reduction of the transfer of radionuclides to farm animals in semi-natural environments // The Science of the Total Environment. 1993. Vol. 137. № 1–3. Pp. 235–248.
67. IAEA 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group «Environment» (EGE). Radiological Assessment Reports Series. Vienna: IAEA, Publication 1239, 2006. 166 p.
68. Justification of remediation strategies in the long term after the Chernobyl accident / S. Fesenko, P. Jacob, A. Ulanovsky [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 2013. Vol. 199. Pp. 30–47.
69. Kaletnyk M. Forestry Management in Conditions of Radioactive Contamination: Experience and Problems // Contaminated Forests. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives / Eds. I. Linkov, W.R. Schell. NATO Science Series. Series 2: Environmental Security, 58, Amsterdam: Kluwer Academic Publishers. 1999. Pp. 281–288.
70. Lembrechts J.F. A review of literature on the effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-to-plant transfer of radiostrontium and radiocaesium // The Science of the Total Environment. 1993. Vol. 137. Pp. 81–98.
71. Nisbet A.F., Mocanu N, Shaw S. Laboratory investigation into the potential effectiveness of soil-based countermeasures for soils contaminated with radiocaesium and // The Science of the Total Environment. 1994. Vol. 149. Pp. 145–154.
72. Panfilov, A. Countermeasures for Radioactively Contaminated Forests in the Russian Federation // Contaminated Forests. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives / Eds. I. Linkov, W.R. Schell. NATO Science Series. Series 2: Environmental Security, 58, Amsterdam: Kluwer Academic Publishers. 1999. Pp. 271–281.
73. Radionuclide transfer to meadow plants. The radiological consequences of the Chernobyl accident / N.I. Sanzharova, M. Belli, A.N. Arkhipov [et al.] // Proceedings of the first Intern. Conf. Minsk, 18–22 March 1996. Minsk, Belarus, 1996. Pp. 507–510.

74. Shaw G. Blockade by fertilizers of caesium and strontium uptake into crops: effects on the root uptake process // *The Science of the Total Environment*. 1993. Vol. 137. Pp. 119–133.

75. The use hexacyan-oferrates in different forms to reduce radiocaesium of animal products in Russia / A.N. Ratnikov, A.V. Vasiliev, R.M. Alexakhin [et al.] // *The Science of the Total Environment*. 1998. Vol. 223. Pp. 167–176.

76. Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones // *The Science of the Total Environment*. 1994. Vol. 157. Pp. 45–47.

77. Wilkins B.T., Howard G.M. Strategies for the deployment of agricultural countermeasures // *The Science of the Total Environment*. 1993. Vol. 137. Pp. 1–8.

ГЛАВА 10. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ, ВЫВЕДЕННЫХ ИЗ ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС: ПЕРСПЕКТИВЫ ВОЗВРАЩЕНИЯ

Шубина О.А., Титов И.Е.

В Российской Федерации из хозяйственного оборота были выведены земли, отнесенные к зонам отчуждения и отселения в соответствии с Законом «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС» от 15 мая 1991 года и Постановлением Правительства Российской Федерации №1008 «О режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС» от 25 декабря 1992 г. [1, 2].

На территориях, где плотность загрязнения почв ^{137}Cs составляет свыше 40 Ки/км², а также на территориях, где среднегодовая эффективная эквивалентная доза облучения превысит 5 мЗв (0,5 бэр), население подлежит отселению. Хозяйственная деятельность проводится по специальному разрешению после проведения обследования и при проведении радиоактивного контроля [2].

В зоне отчуждения разрешается осуществлять: научно-исследовательские, опытные и необходимые для их обеспечения строительно-монтажные работы по обоснованию прогнозов отдаленных последствий экстремальных радиационных ситуаций, отработке методов и технологий дезактивации, реабилитации территорий, а также дезактивацию и рекультивацию объектов природной среды с целью постепенного возврата этих объектов в хозяйственный оборот; работы, связанные с захоронением радиоактивно загрязненных материалов и конструкций строений; мероприятия по обеспечению государственной безопасности, охраны общественного порядка и пожарной охраны, физической защиты радиационно-опасных объектов, санитарно-эпидемиологического надзора, скорой медицинской помощи. Другие виды деятельности запрещаются [2].

В зоне отселения хозяйственное использование территорий, контроль за состоянием и оздоровлением природной среды, дезактивация объектов и территории и постепенное введение загрязненных территорий в хозяйственный оборот осуществляются в рамках государственных программ по защите Российской Федерации от воздействия последствий Чернобыльской катастрофы. Без специального разрешения органов местной администрации запрещаются все виды лесопользования, заготовки сена, дикорастущих плодов, ягод, грибов, лекарственного и технического сырья, охота, рыбная ловля, неорганизованный туризм, прогон и выпас домашних животных, добыча и переработка всех видов полезных ископаемых, проезд всех видов

транспорта вне дорог общего пользования, проведение любых видов работ, связанных с нарушением почвенного покрова [2].

Из хозяйственного использования временно были выведены сельскохозяйственные угодья с плотностью загрязнения ^{137}Cs более 1480 кБк/м^2 (40 Ки/км^2). Сельскохозяйственное производство на территориях, где плотность загрязнения ^{137}Cs превышала 2960 кБк/м^2 (80 Ки/км^2), было полностью прекращено.

Общая площадь сельскохозяйственных угодий, временно выведенных из оборота, составила 17,1 тыс. га, в том числе сенокосов и пастбищ – 9,8 тыс. га, а пахотных земель – 7,3 тыс. га [5]. Основная часть отчужденных земель находится на территории Брянской области в приграничных районах с Республикой Беларусь (рисунок 10.1).

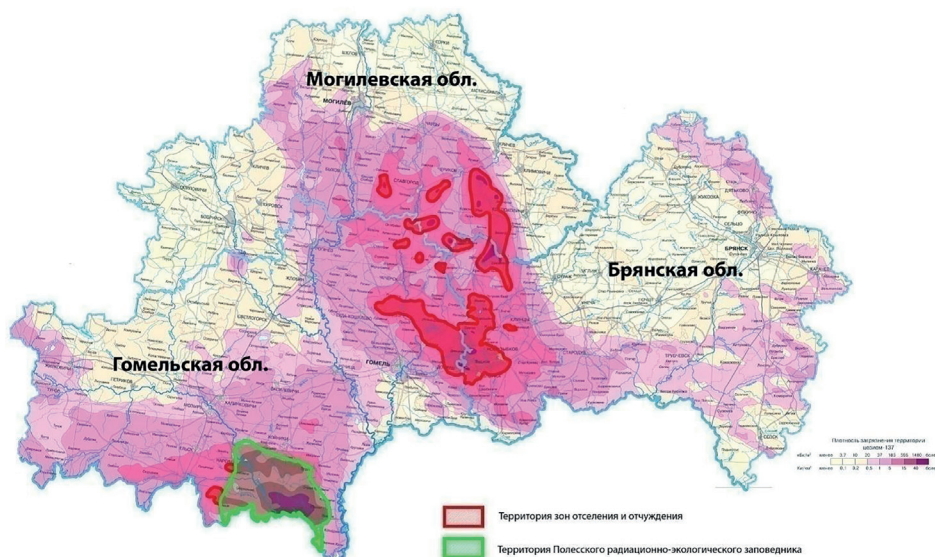


Рисунок 10.1. Карта-схема расположения зон отселения и отчуждения на территории Брянской области России, Гомельской и Могилевской областей Беларуси

Сельскохозяйственные угодья в Брянской области выводились из земледелия поэтапно, начиная с 1987 года. Основные площади выведены из оборота по решению Брянского облисполкома № 414 от 18.09.1990, по поручению Совета Министров РСФСР от 8 августа 1990 г. № 17962-3. Решение базировалось на результатах крупномасштабного радиологического картографирования загрязненных территорий, выполненного Брянским Центром «Агрохимрадиология».

Всего в зону отчуждения вошли сельскохозяйственные угодья 23 хозяйств Гордеевского, Злынковского, Клинцовского, Красногорского и Новозыбковского районов Брянской области (таблица 10.1) [6]. Выведенные из оборота земли сельскохозяйственного назначения переведены в земли запаса.

Особенностью формирования зоны отчуждения в Брянской области является ее территориальная раздробленность (рисунок 10.2).

Таблица 10.1. Сельскохозяйственные земли, выведенные из оборота после аварии на Чернобыльской АЭС (1987-1991 гг.)

Землепользователи	Площадь сельхозугодий, га		
	Всего	Пашня	Сенокосы и пастбища
Гордеевский район			
К-з «Дружба»	531	206	325
К-з «Верный путь»	275	–	275
К-з «Рабочий путь»	156	100	56
С-з «Мирный»	983	106	877
С-з «Смяльчский»	175	–	175
С-з «Петровобудский»	168	–	168
С-з «Уношевский»	443	143	300
По району	2731	555	2176
Злынковский район			
К-з «Ленинский путь»	1014	187	827
По району	1014	187	827
Клинцовский район			
К-з им. Ленина	1209	–	1209
По району	1209	–	1209
Красногорский район			
К-з им. Кирова	1497	906	591
К-з им. Чапаева	60	–	60
К-з «24 Партсъезда»	1742	1110	632
С-з «Правда»	631	344	287
С-з «Ларневский»	402	264	138
С-з «Кургановский»	913	413	500
С-з «Увелье»	717	437	280
С-з «Батуровский»	325	175	150
По району	6287	3649	2638
Новозыбковский район			
К-з «Коммунар»	261	114	147
К-з «Комсомолец»	2494	1390	1104
К-з «Кр. путь»	600	135	465
К-з «22 Партсъезда»	1000	498	502
К-з «Решительный»	1026	555	471
Россия (Верещаки)	318	–	318
Прочие земли	160	–	–
По району	5859	2692	3007
По области	17100	7083	9857

Сельскохозяйственные угодья, временно выведенные из землепользования в юго-западных районах Брянской области, характеризуются неоднородностью по плотности загрязнения, разнообразием почвенного покрова, варьированием агрохимических характеристик почв.

Почвенный покров сельскохозяйственных угодий, выведенных из землепользования, в основном представлен дерново-подзолистыми, дерново-

во-глеевыми, болотными перегнойно-торфяными и пойменными аллювиально-слоистыми почвами. Почвы характеризуются низким содержанием гумуса (0,5–2,5 %) и питательных веществ (содержание подвижного фосфора 3,8–20 и калия 3,5–12,4 мг/100 г почвы), кислой реакции почвенного раствора (рН 4,2–5), невысокой степенью насыщенности основаниями (31–69%). Отмеченные свойства обуславливают относительно низкую фиксацию ^{137}Cs , что приводит к его высокой подвижности в почве и в системе почва-растение [6].

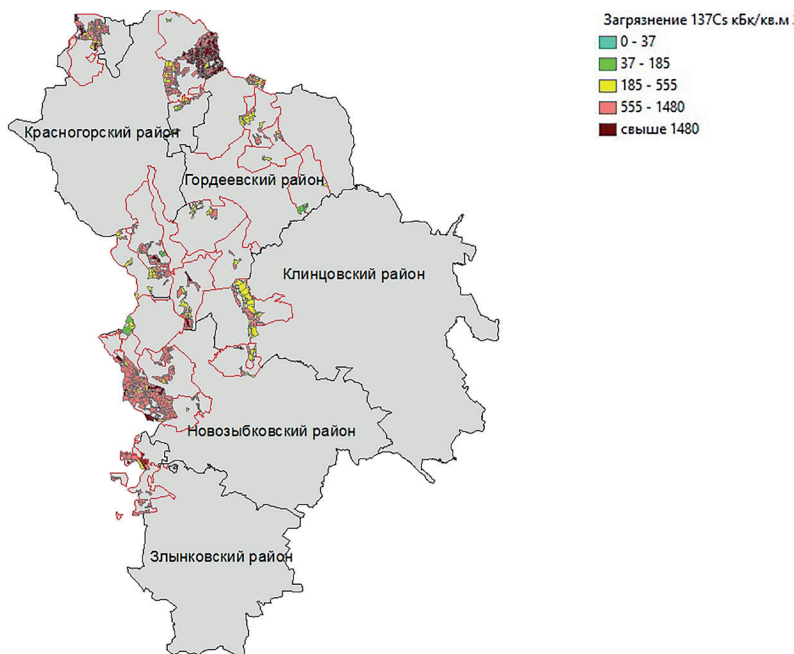


Рисунок 10.2. Карта-схема сельскохозяйственных земель, выведенных из хозяйственного использования

Отчуждение сельскохозяйственных угодий привело к проявлению следующих последствий:

- снижение почвенного плодородия (увеличение кислотности почв, уменьшение запаса питательных элементов и т. п.);
- закустаривание полей;
- изменение продуктивности сенокосов и пастбищ;
- зарастание сорной растительностью и восстановление естественной растительности на залежах;
- заболачивание сельскохозяйственных угодий при деформации и повреждении мелиоративных систем;
- возможность появления очагов размножения возбудителей болезней растений и вредных насекомых.

Анализ культуртехнического состояния временно выведенных из оборота сельскохозяйственных земель показал, что в настоящее время пашня составляет 21%, сенокосы и пастбища – 41%, залежь – 32% и лес – 6% (рису-

нок 10.3). Степень зарастания кустарником и мелколесьем варьирует от 30 до 80%, значительная часть пастбищ закочкарена, идет активный процесс развития сорной растительности. За время, прошедшее с момента отчуждения, произошло изменение видового состава растительности, значительно снизилась продуктивность травостоев и уровень почвенного плодородия.

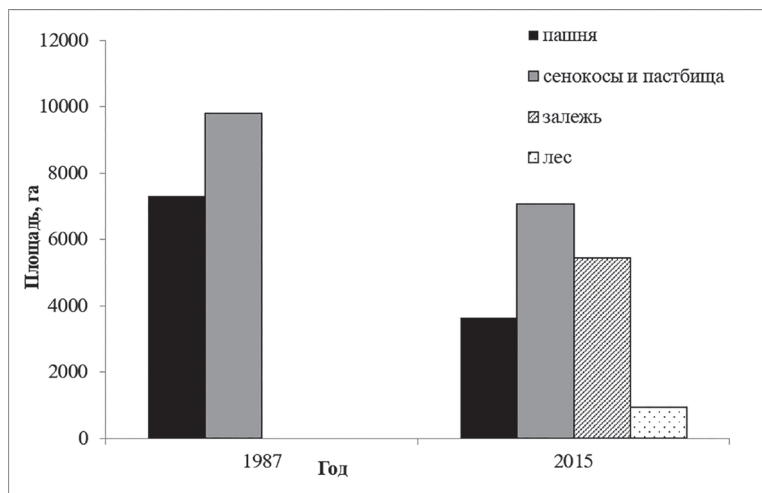


Рисунок 10.3. Распределение выведенных из оборота земель по типам землепользования

При возвращении в оборот угодий, временно выведенных из землепользования, значительный объем работ будет приходиться на подготовительные мероприятия. Подготовительные работы включают расчистку земель от древесной и кустарниковой растительности, срезку и разделку кочек, уничтожение ненужных канав и траншей и панировку местности.

Состав, способы и стоимость проведения подготовительных культуртехнических мероприятий определяются состоянием залежи, сенокосов и пастбищ. Для выполнения культуртехнических работ необходимо детальное обследование состояния поверхности каждого участка.

При проведении мероприятий по улучшению сенокосов и пастбищ обязательным условием является восстановление истории угодий, которые планируется вернуть в землепользование. Это связано с опасностью извлечения сильнозагрязненного слоя почвы, если в первый период после аварии проводилась глубокая вспашка с оборотом пласта.

Восстановление информации о мероприятиях, проведенных на сельскохозяйственных угодьях, временно выведенных из землепользования, представляет в настоящее время достаточно сложную задачу, особенно для территорий тех хозяйств, которые ликвидированы как юридическое лицо. Полученные сведения показывают, что основной объем защитных мероприятий приходился на 1986–1989 гг., то есть в первый период после аварии. Последствия этих мероприятий в настоящее время не проявляются. По большинству хозяйств, сельскохозяйственные угодья которых частично или полностью выведены из землепользования, информация о характере и сроках проведения защитных мероприятий отсутствует.

Необходимо отметить, что, несмотря на статус выведенных из оборота земель, часть их в настоящее время используется в хозяйственной практике. Степень использования отчужденных земель зависит от их доли в общей площади хозяйства, а также от расположения по отношению к территориям, где не прекращалась хозяйственная деятельность. В хозяйствах, угодья которых практически полностью выведены из землепользования, а население выселено, доля используемых земель невелика (хозяйства «им. Кирова» и «им. 24 Партсъезда» Красногорского района, хозяйства «им. 22 Партсъезда» и «Комсомолец» Новозыбковского района). В том случае, когда хозяйства сохранены как административно-хозяйственные единицы, выведенные из землепользования отдельные участки используются, как правило, для производства зерна, а также как сенокосы и пастбища для откорма молодняка. Однако, в большинстве случаев имеет место их несанкционированное использование.

По характеру использования в настоящее время отчужденные земли можно подразделить на следующие виды:

– земли не используются (идет процесс залесения бывших сельскохозяйственных угодий);

– пашня (выращиваются зерновые культуры и сеяные многолетние травы);

– огульгуренные пастбища и сенокосы (после коренного улучшения угодья используются для выпаса животных и заготовки сена);

– залежь (произошло зарастание бывшей пашни сорной растительностью, идет процесс восстановления видового состава травостоя, характерного для естественных лугов);

– участки естественных суходольных и пойменных лугов (не используются или несанкционированно ведется выпас животных и заготовка сена).

В поставарийный период основной целью является, с одной стороны, обеспечение радиационной безопасности сельского населения, а, с другой, ведение хозяйственной деятельности без каких-либо ограничений по радиационному фактору, что требует применения наиболее эффективных технологий. Выполнение этих требований создаст условия для устойчивого экономического развития пострадавших территорий.

Данные последнего тура радиологического обследования позволили оценить распределение по плотности загрязнения ^{137}Cs земель, выведенных из сельскохозяйственного оборота (таблица 10.2). На 2015 год площади земель с плотностью загрязнения по ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м² сократились и составляют в Гордеевском районе 9%, в Злынковском – 3,4%, в Красногорском – 46,3%, в Новозыбковском – 6,1% от ранее выведенных из оборота земель.

Общая площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м² в настоящее время составляет 20,7% от площади выведенных из землепользования земель, то есть 3,5 тыс. га (рисунок 10.4). Часть земель, временно выведенных из оборота, может быть использована для различных хозяйственных целей. В первую очередь это касается локальных участков, расположенных в границах существующих хозяйств.

Таблица 10.2. Распределение выведенных из оборота земель по плотности загрязнения ^{137}Cs в 2015 году, га

Район	Площадь обследования	Распределение по уровням загрязнения ^{137}Cs			
		37–185 кБк/м ²	185–555 кБк/м ²	555–1480 кБк/м ²	>1480 кБк/м ²
Новозыбковский	5859	70	1484	3945	360
Красногорский	6287	0	393	2986	2908
Гордеевский	2731	74	1032	1379	246
Клинцовский	1209	12	409	788	0
Злынковский	1014	27	39	914	34
Всего	17100	183	3357	10012	3548

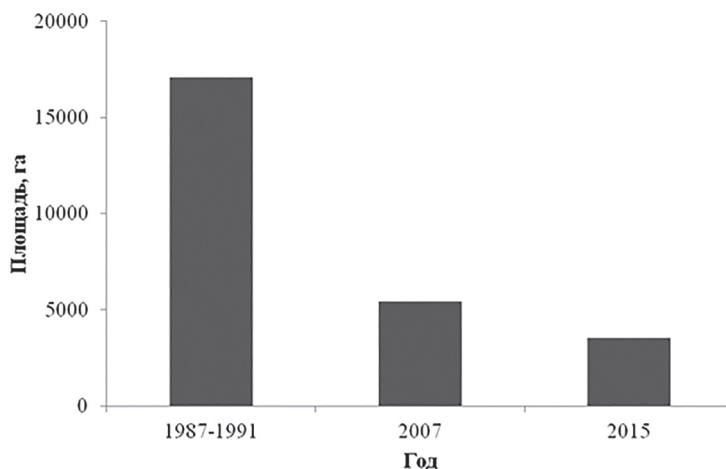


Рисунок 10.4. Динамика изменения общей площади земель с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м²

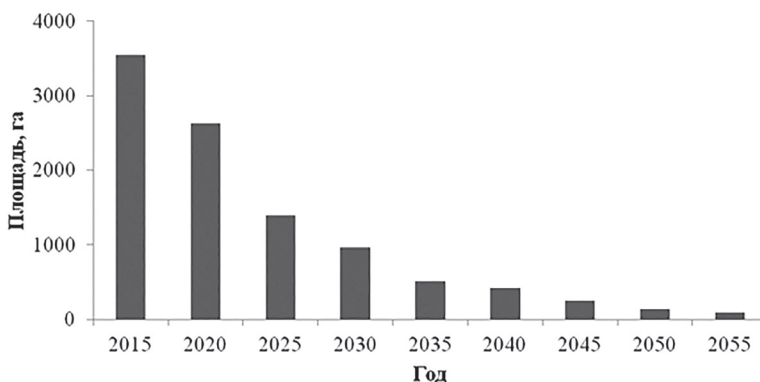


Рисунок 10.5. Прогноз изменения общей площади выведенных из оборота земель с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м²

Прогноз показывает, что общая площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м² к 2035 сократится в 7 раз

и составит 509 га, а к 2060 году все выведенные из оборота земли будут иметь плотность загрязнения ниже 1480 кБк/м² (рисунок 10.5).

Проблема возвращения в хозяйственное использование выведенных из оборота земель является комплексной. Принятие решений, связанных с возвращением отчужденных земель, должно основываться на оценке радиационной обстановки, культуртехнического состояния земель, экономической целесообразности, социальных факторов [7]. Конечной целью реабилитации является достижение устойчивого ведения хозяйственной деятельности без ограничения по радиологическим критериям.

Классификация территорий в отношении перспектив возвращения в хозяйственную деятельность базируется на существующей национальной нормативно-правовой базе, сложившейся радиационной обстановке и планируемом виде хозяйственного использования территорий.

В отношении перспектив возвращения в хозяйственную деятельность, выведенные земли подразделяются на территории, на которых в данный момент времени возможна:

- полная реабилитация без проведения защитных мероприятий;
- полная реабилитация после проведения защитных мероприятий;
- частичная реабилитация без проведения защитных мероприятий;
- частичная реабилитация с проведением защитных мероприятий;
- реабилитация невозможна.

В настоящее время при планировании реабилитационных мероприятий на первый план выходят не радиологические, а социально-экономические критерии. В связи со сложной экономической ситуацией в стране, с особенностью формирования зоны отчуждения, при принятии решений о реабилитации земель целесообразно определить те территории, на которых она необходима в первую очередь.

Таким образом, для ранжирования участков, выведенных из землепользования, по степени потребности проведения реабилитационных мероприятий учитываются следующие факторы: уровни загрязнения, удаленность от населенного пункта, культуртехническое состояние, тип землепользования, тип почв, степень хозяйственного использования прилегающих территорий, наличие несанкционированного использования территорий.

По потребности в возвращении сельскохозяйственных угодий в землепользования территории подразделяются на:

I. Отдельные земельные участки, находящиеся в непосредственной близости к населенным пунктам.

II. Отдельные земельные участки, расположенные в пределах функционирующих сельскохозяйственных предприятий, удаленные от населенных пунктов, но рядом с которыми ведется хозяйственная деятельность.

III. Земельные участки, удаленные от населенных пунктов, рядом с которыми хозяйственная деятельность не ведется; участки, прилегающие к лесу; участки с высоким уровнем заочкаренности или зелесения.

IV. Отчужденные и отселенные территории – земли сельскохозяйственных предприятий, которые полностью выведены из оборота, а население эвакуировано (бывшие колхозы им. Кирова и им. 24 Партсъезда Красногорского района, им. 22 Партсъезда Новозыбковского района).

Применение защитных или специальных мероприятий является основным средством, позволяющим сократить время ввода выведенных территорий в хозяйственное использование, расширить масштабы и направленность такого использования.

При планировании применения контрмер они должны быть максимально адаптированы к традиционному хозяйственному производству в конкретном регионе.

Во время рассмотрения сценариев использования выведенных территорий, необходима обязательная оптимизация применения защитных мероприятий при их реабилитации.

Принятие решений по реабилитации земель временного выведенных из землепользования должно базироваться на анализе радиационной обстановки (уровни загрязнения территории, дозы облучения работников сельского хозяйства и населения), оценке возможности ведения работ по реабилитации (соблюдение радиационной безопасности сельскохозяйственных работников; наличие людских, материальных и финансовых ресурсов), прогнозировании эффекта от реабилитации (получение продукции в соответствии с санитарно-гигиеническими нормативами, возможность ведения традиционного земледелия, соблюдение радиационной безопасности сельскохозяйственных работников и населения). При планировании реабилитации территории должна быть обеспечена максимальная эффективность защитных мероприятий на основании принципа оптимизации их применения по радиологическим, экономическим, социально-психологическим и другим критериям.

В период с 2011 по 2015 годы в рамках федеральной целевой программы «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года» выполнены работы (включая проведение реабилитационных мероприятий и культуртехнических работ) по возвращению в хозяйственное использование 5197 га сельскохозяйственных земель, что составляет 38% от общей площади земель, которые могут быть возвращены в оборот (таблица 10.3).

Таблица 10.3. Распределение площадей земель, на которых проведены реабилитационные работы, по группам загрязнения за период 2011–2015 гг., га*

Район	Площадь выведенных из оборота земель	Площадь земель, на которых выполнены работы по возвращению	Распределение по группам загрязнения	
			185–555 кБк/м ²	555–1480 кБк/м ²
Красногорский	6287	1171	810	361
Гордеевский	2731	1715	1393	322
Новозыбковский	5859	2311	1024	1287
Злынковский	1014	–	–	–
Клинцовский	1209	–	–	–
Всего	17100	5197	3227	1970

* – данные ФГБУ Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Брянский».

При возвращении выведенных из оборота земель ключевым условием является обеспечение безопасности проживания и ведения трудовой деятельности населения.

Согласно Постановлению Правительства РФ «Об утверждении перечня населенных пунктов, находящихся в границах зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС» от 18.12.1997 г. 206 населенных пунктов Брянской области были отнесены к зонам отчуждения и отселения, из них в 1997 году на выведенных из землепользования территориях или в непосредственной близости к ним располагалось 76 населенных пунктов (НП), в том числе 27 нежилых. Впоследствии часть населенных пунктов была захоронена, в том числе населенные пункты, которые были отнесены к зоне отчуждения (Нижняя мельница, Князевщина, Барсуки, Прогресс Красногорского района).

К 2015 году количество жилых НП, расположенных на выведенных из землепользования территориях или прилегающих к ним пунктов составило 31 (таблица 10.4).

Таблица 10.4. Перечень жилых населенных пунктов, расположенных на территориях, выведенных из землепользования, или прилегающих к ним в 2015 г.

Район	Количество НП	Название НП	Численность населения
Злынковский	1	Добродеевка	437
Клинцовский	3	Писаревка, Красная Кринница, Ущерпье	1014
Гордеевский	10	Ипуть, Ширяевка, Староновицкое, Кожаны, Малоудебное, Новоновицкая, Поповка, Владимировка Залиповье, Смяльч	1545
Красногорский	6	Батуровка, Николаевка, Яловка, Увелье, Вяжновка, Заборье	808
Новозыбковский	11	Халеевичи, Машкинский, Старый Вышков, Прудовка, Курганье, Старые Боровичи, Гривки, Гатка, Ясная Поляна, Новые Бобовичи, Несвоевка	2406

В настоящее время в большинстве населенных пунктов, расположенных на территориях, выведенных из землепользования средняя годовая эффективная доза облучения (СГЭД) не превышает предела 1 мЗв/год, в соответствии с требованиями Федерального закона РФ от 09.01.1996 г. № 3-ФЗ «О радиационной безопасности населения» (с изм. от 19.06.2011 г.). В 6 населенных пунктах (Заборье, Николаевка, Яловка, Увелье Красногорского района, Старый Вышков Новозыбковского района) и Кожаны Гордеевского района СГЭД выше 1 мЗв/год населения [8].

Прогноз изменения средней годовой эффективной дозы облучения населения показал, что к 2064 году во всех населенных пунктах СГЭД будет ниже 1 мЗв/год (рисунок 10.6).

Высокие плотности загрязнения на землях, выведенных из хозяйственного оборота, обуславливают дополнительную дозовую нагрузку на персонал, осуществляющий трудовую деятельность на данных территориях.

С помощью методики, рекомендованной в Safety report series №19 [10] выполнен расчет дополнительных доз внешнего облучения для работников, проводящих большую часть времени непосредственно на загрязненных территориях (пастухи, механизаторы, полеводы, агрономы). При расчетах использовалась информация о плотностях загрязнения сельскохозяйственных угодий, фактическое время пребывания на открытых участках, а также

ослабление облучения за счет экранирования обшивкой рабочей техники [4, 9].

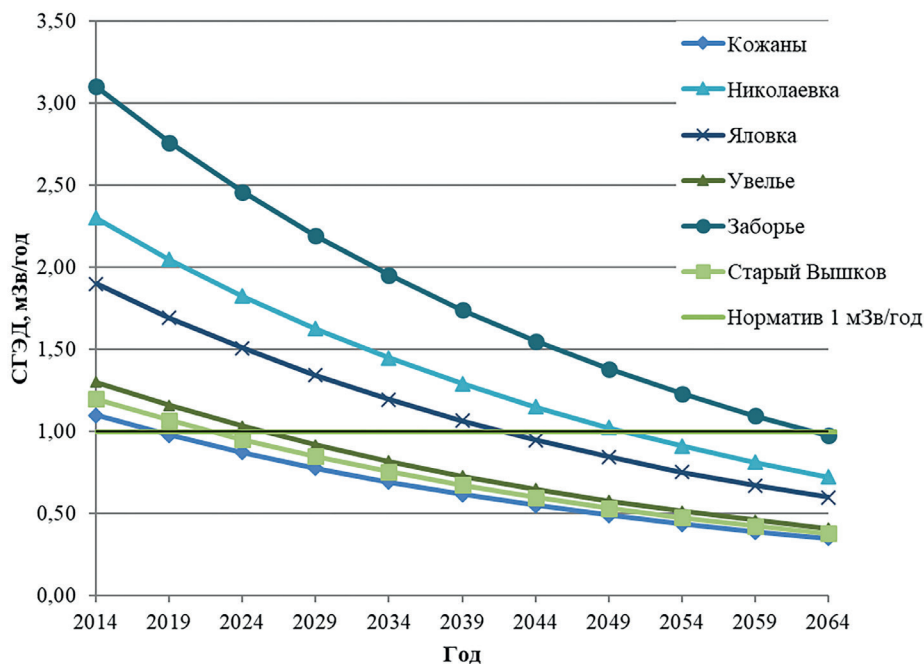


Рисунок 10.6. Прогноз годовой эффективной дозы облучения населения при проживании в населенных пунктах на территории зоны отселения, мЗв/год

Расчеты показали, что только на 15,7 % площади выведенных из землепользования сельскохозяйственных угодий (2695 га) доза внешнего облучения пастухов не будет превышать 1 мЗв/год. При ведении работ на остальной территории (16011 га) наблюдается значительное превышение норматива (таблица 10.5). На 350 га доза внешнего облучения превышает 6 мЗв/год.

Таблица 10.5. Распределение выведенных из землепользования сельскохозяйственных угодий Брянской области по величине дополнительной дозы внешнего облучения пастухов (2015 г.)

Район	Площадь, га			
	< 1 мЗв/год	1,1–3 мЗв/год	3,1–6 мЗв/год	> 6 мЗв/год
Гордеевский	761	1407	–	–
Злынковский	–	1132	–	–
Клинцовский	627	195	–	–
Красногорский	749	4343	3383	350
Новozyбковский	558	4899	312	–

Доза дополнительного внешнего облучения механизаторов при ведении работ почти на всей площади выведенных из хозяйственного оборота земель не превышает 1 мЗв/год. Превышение в 1,1 раза наблюдается на 198 га Красногорского района.

Прогноз показал, что к 2065 году на всех землях, выведенных из землепользования, доза внешнего облучения персонала не будет превышать норматив в 1 мЗв/год.

Таким образом, при планировании работ на территориях с высокими уровнями загрязнения, требуется соблюдение ограничений на пребывание персонала на открытых участках.

В связи с особенностями формирования зоны отчуждения на территории Брянской области возвращение этих земель в хозяйственное использование должно проводиться поэтапно с учетом радиационной обстановки и социально-экономических условий.

Перспективными направлениями хозяйственного использования отчужденных земель, частично возвращенных в хозяйственную деятельность, являются создание заповедников и заказников, залесение, выпас и производство кормов для молодняка скота, коневодство, выращивание саженцев плодовых деревьев, семеноводство, добыча полезных ископаемых и т. д.

Возврат отчужденных территорий в хозяйственное пользование затрудняется следующими обстоятельствами: на этих территориях уничтожена инфраструктура (электроснабжение, дороги, мелиоративные системы и т. п.); на бывших сельскохозяйственных угодьях происходит естественное залесение, повторное заболачивание, деградация почвенного плодородия и т. д.; в связи с переходом к рыночной экономике отсутствует экономическая и социальная потребность в масштабном использовании отчужденных земель (за исключением особо привлекательных, например, поймы р. Припять); отсутствует правовой механизм законодательного изменения статуса радиоактивно загрязненных территорий; общественное мнение настороженно относится к попыткам использования отчужденных территорий для производства потребительской продукции и тем более к возвращению туда населения.

Возврат отчужденных территорий для конкретного вида хозяйственного использования (сельскохозяйственное производство, лесопользование, промышленное использование, водопользование и т. п.) должен осуществляться на основе специального технического проекта. Реабилитация и возврат отчужденных территорий не должны приводить к ухудшению общего экологического состояния и к увеличению выноса радионуклидов (кроме содержащихся в продукции) за их пределы на территорию, где проживает население.

К обсуждению вопроса о возможности возврата в хозяйственное пользование территорий привлекаются население, органы региональной и местной власти, субъекты хозяйствования. Принятие решения, проведение и результаты реабилитации должны сопровождаться информированием населения.

Литература

1. О режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: постановление Правительства РФ от 25 декабря 1992 г. № 1008.

2. О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: Закон РФ от 15 мая 1991 года № 1244-1.

3. Агроэкологическое состояние и перспективы использования земель России, выбывших из активного сельскохозяйственного оборота / Под ред. акад. Г.А. Романенко. М.: ФГНУ «Росинформагротех», 2008. 64 с.

4. Пономарев А.В. Закономерности внешнего облучения населения радиоактивными продуктами Чернобыльской аварии: дис. ... канд. наук: 03.00.01. С.-П. 1997.

5. Радиоактивное загрязнение почв Брянской области / Г.Т. Воробьев, Д.Е. Гучанов, З.Н. Маркина [и др.]. Брянск: Грани, 1994. 177 с.

6. Радиологическая оценка земель, временно выведенных из оборота в результате аварии на Чернобыльской АЭС, и научное обеспечение их возвращения в хозяйственное использование / Н.И. Санжарова, О.А. Шубина, П.В. Прудников [и др.] // Агроэкологическое состояние и перспективы использования земель России, выбывших из активного сельскохозяйственного оборота: матер. всерос. науч. конф. М.: Типография Россельхозакадемии, 2008. С. 196–206.

7. Радиологические аспекты возвращения территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности / Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко, И.К. Романович [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 3. С. 322–335.

8. Средние годовые эффективные дозы облучения в 2014 году жителей населенных пунктов Российской Федерации, отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС (для целей зонирования населенных пунктов) / Г.Я. Брук, А.Б. Базюкин, А.А. Братилова [и др.] // Радиационная гигиена. 2015. Т. 8. № 2. С. 32–128.

9. Decontamination in a Russian settlement / J. Roed, C. Lange, K.G. Andersson [et al] // Report of Riso National Laboratory, Denmark, ISBN 87-550-2152-2, ISSN 0106-2840, March 1996.

10. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2001. p.; 229 cm. (Safety report series, ISSN 1020-6450; no. 19.

ГЛАВА 11. РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ВОЗВРАЩЕНИЯ ПОСТРАДАВШИХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС ТЕРРИТОРИЙ К УСЛОВИЯМ НОРМАЛЬНОЙ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ

**Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Цыбулько Н.Н., Кашпаров В.А.,
Раздайводин А.Н., Шубина О.А., Панов А.В., Воронов С.И.**

Тяжелые последствия аварии на Чернобыльской АЭС обусловили необходимость принятия беспрецедентных мер по радиационной, медицинской, социальной и экономической защите населения, проживающего на загрязненных территориях. Научные концепции, разработанные первоначально в СССР и развитые затем в Беларуси, России и Украине, служили обоснованием при создании правовой и нормативной базы и реализации государственных программ преодоления последствий аварии.

Масштабное применение защитных и реабилитационных мероприятий, а также снижение уровней загрязнения в результате радиоактивного распада основного дозообразующего радионуклида ^{137}Cs привели к существенному улучшению радиационной обстановки на территории трех наиболее пострадавших после аварии на Чернобыльской АЭС стран – Республика Беларусь, Российская Федерация и Украина. На настоящем этапе ликвидации последствий аварии основной задачей является возвращение территорий и населения к условиям нормальной жизнедеятельности. Для населенных территорий эта проблема является наиболее сложной, так как кроме радиологических вопросов, затрагивает решение социально-экономических и демографических вопросов.

Важность выработки единых подходов к решению проблем восстановления пострадавших территорий определила необходимость международного сотрудничества и технической поддержки Международного агентства по атомной энергии. С этой целью в 2012–2016 гг. МАГАТЭ реализовало региональный проект RER/9/123 «Поддержка возвращения к нормальным радиологическим условиям на территориях, подвергшихся влиянию аварии на Чернобыльской АЭС». Основной целью проекта являлась научная, методологическая и информационная поддержка радиологических аспектов поэтапного возвращения территорий, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности.

Под нормальной жизнедеятельностью понималось проживание населения, использование им ареала обитания, ведение хозяйственной деятельности без ограничений по радиологическому фактору и проведения специальных реабилитационных мероприятий (или при временных или частичных социально приемлемых ограничениях, которые не нарушают требований

радиационной безопасности), а также изменение юридического статуса населенных пунктов (вывод из зон радиоактивного загрязнения).

11.1. Возвращение населенных пунктов к условиям нормальной жизнедеятельности (по радиологическим критериям)

Критериями перехода пострадавших территорий и населения к условиям нормальной жизни (по радиологическому фактору) в Беларуси, России и Украине в настоящее время является не превышение:

- величины установленных национальных пределов средних годовых эффективных доз (СГЭД) облучения населения (в трех странах установлен предел 1 мЗв/год);
- величины плотности загрязнения территории чернобыльскими радионуклидами;
- допустимого содержания радионуклидов в продукции (таблица 11.1).

Таблица 11.1. Радиологические критерии для перевода пострадавшего населения и территорий радиоактивного загрязнения к условиям нормальной жизнедеятельности [16]

Страна	СГЭД, мЗв/год	Плотность загрязнения территории, кБк/м ²	Соответствие продукции допустимым уровням
Беларусь	< 1,0	¹³⁷ Cs < 37, ⁹⁰ Sr < 5,5, ²³⁸⁻²⁴⁰ Pu < 0,37	Да
Россия	< 1,0	¹³⁷ Cs < 185	Да
Украина	< 1,0	изотопами цезия < 185, стронция < 5,55 и плутония < 0,37	Да

Несмотря на улучшение радиационной обстановки, в загрязненных районах Беларуси, России и Украине около 9000 населенных пунктов в Беларуси (2396), России (3854) и Украине (2293) отнесены к зонам радиоактивного загрязнения, в которых проживает более 4,5 млн. человек. По экспертным оценкам примерно в 400 населенных пунктах средние годовые эффективные дозы облучения жителей превышают 1 мЗв.

В Республике Беларусь на территории радиоактивного загрязнения после аварии оказалось 3678 населенных пунктов (НП), где проживало 2,2 млн. человек. Из 471 НП население было эвакуировано или отселено (всего около 138 тыс. чел.). С 1992 года в соответствии с законодательством на постоянной основе ведется работа по возвращению территорий к нормальным условиям по радиологическому фактору. Один раз в пять лет проводится пересмотр перечня НП, относящихся к зонам радиоактивного загрязнения [18]. Населенные пункты, где плотность загрязнения ¹³⁷Cs, либо ⁹⁰Sr или ²³⁸⁻²⁴⁰Pu ниже соответственно 37, 5,55, 0,37 кБк/м² (1,0, 0,15, 0,01 Ки/км²), а также средняя годовая эффективная доза облучения ниже 1 мЗв/год, выводятся из зон радиоактивного загрязнения или относятся к другим зонам. Возвращено к нормальным условиям жиз-

недеятельности 727 НП (23% от общего количества) с численностью около 712 тыс. жителей (таблица 11.2). К настоящему времени к зонам радиоактивного загрязнения относится 2396 НП, в которых проживают 1140,3 тыс. человек [13]. По прогнозу в ближайший период к нормальным условиям жизнедеятельности по радиационному фактору возможно возвращение еще 203 населенных пунктов и жителей из зоны проживания с периодическим радиационным контролем.

Согласно Каталогу средних годовых эффективных доз облучения жителей населенных пунктов Беларуси [12] в 2015 году средняя годовая эффективная доза облучения населения равнялась или превышала 1 мЗв/год в 82 населенном пунктах, что составляет 3,5% от общего количества (2396) населенных пунктов, расположенных в зонах радиоактивного загрязнения. Только в 9 населенных пунктах она превышало 2,0 мЗв/год. Ни в одном населенном пункте средняя годовая эффективная доза облучения не превышала 3,0 мЗв/год.

Таблица 11.2. Динамика количества населенных пунктов и проживающего в них населения по зонам радиоактивного загрязнения

Зона радиоактивного загрязнения	Годы					
	1992	1996	2002	2006	2010	Прогноз
Изменение количества населенных пунктов						
Проживания с периодическим радиационным контролем	1988	1771	1665	1749	1904	1827
С правом на отселение	1200	1109	1061	836	480	353
Последующего отселения	299	81	49	28	18	13
Первоочередного отселения	18	–	–	–	–	–
Всего	3513	2961	2775	2613	2402	2193
Изменение количества проживающего населения, тыс. человек						
Проживания с периодическим радиационным контролем	1489,6	1315,7	1202,4	1104,2	1021,6	997,2
С правом на отселение	281,3	299,2	244,8	181,0	117,7	112,6
Последующего отселения	79,1	24,4	15,8	2,9	1,9	1,8
Первоочередного отселения	2,9	–	–	–	–	–
Всего	1852,9	1639,3	1462,9	1288,2	1141,3	1111,7

Таким образом, за послеаварийный период произошло значительное улучшение радиационной обстановки на территории, подвергшейся ради-

оактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС. Количество населенных пунктов на территории радиоактивного загрязнения сократилось в 1,5 раза, а количество проживающего там населения – в 1,9 раза. Существенно уменьшилось количество населенных пунктов, где средняя годовая доза облучения населения превышает законодательно установленный предел – 1 мЗв/год.

В Российской Федерации в соответствии с ФЗ «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС» [2] границы зон радиоактивного загрязнения и перечни населенных пунктов, находящихся в них, устанавливаются в зависимости от изменения радиационной обстановки и пересматриваются Правительством не реже одного раза в пять лет. В качестве количественного критерия перехода к нормальной жизнедеятельности населенных пунктов используется снижение величины СГЭД за счет «чернобыльского» загрязнения до допустимого предела 1 мЗв/год. В соответствии с действующим перечнем (07.10.2015 г.) общее число населенных пунктов в зонах радиоактивного загрязнения сократилось на 776 населенных пунктов [3]. Таким образом, 17% населенных пунктов по сравнению с 1986 г. было выведено из зоны радиоактивного загрязнения (таблица 11.3), при этом 93,2% населенных пунктов были отнесены к зоне с льготным социально-экономическим статусом.

С учетом современной радиационной обстановки из зон радиоактивного загрязнения могло быть выведено 2002 населенных пункта (54%), отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения в 1986 году. Правительством выбран «мягкий сценарий» сокращения численности населенных пунктов, который учитывает не только радиационную обстановку, но и социально-экономические условия на пострадавших территориях.

Таблица 11.3. Динамика перевода населенных пунктов к нормальной жизнедеятельности

Всего		В том числе по зонам радиоактивного загрязнения							
		Зона проживания с льготным социально-экономическим статусом		Зона проживания с правом на отселение		Зона отселения		Зона отчуждения	
Год	НП	НП	%	НП	%	НП	%	НП	%
1986	4540								
1999	4342	3703	85,28	441	10,16	194	4,47	4	0,09
2005	4413	3715	84,18	492	11,15	202	4,58	4	0,09
2015	3864	3601	93,20	233	6,03	26	0,67	4	0,10

По прогнозу, к 2056 году число населенных пунктов сократится до 984, а численность проживающих в них жителей – до 413,6 тыс. чел. При этом преобладающая часть населения (более 95%) будет проживать в зоне льготного социально-экономического статуса.

Дозы облучения населения вследствие аварии на Чернобыльской АЭС значительно снизились и не представляют непосредственной угрозы для здоровья. Средние годовые эффективные дозы облучения населе-

ния в 2014 году в 4137 населенных пунктах, отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения, не превышали 1,0 мЗв/год, в 276 НП – были выше этого уровня, в том числе в 8 НП Брянской области – выше 5,0 мЗв/год [19]. Максимальное значение фактической средней дозы облучения взрослых жителей составляло 3,3 мЗв/год, а критической группы населения – 6,4 мЗв/год. Однако в 14 субъектах Российской Федерации до сих пор тысячи населенных пунктов отнесены к зонам радиоактивного загрязнения вследствие аварии на ЧАЭС [3]. При этом вклад техногенного фона, включая «чернобыльскую компоненту», в облучение населения не превышает 0,35% для 10 из 14 субъектов, на территории которых имеются зоны радиоактивного загрязнения, а в Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областях составляет 9,25; 0,46; 0,50 и 1,22%, соответственно [15].

В Украине переход к нормальной жизни радиоактивно загрязненных территорий возможен только после законодательного изменения границ зон радиоактивного загрязнения. Работы по поэтапному пересмотру границ зон радиоактивного загрязнения были начаты во исполнение пункта 3 Указа Президента Украины от 11 октября 2010 года № 937 «О мероприятиях, связанных с 25-й годовщиной Чернобыльской катастрофы» [1]. По результатам дозиметрической паспортизации не отвечают критериям зонирования 816 населенных пунктов и только 111 населенных пунктов могут быть отнесены к 3-й зоне радиоактивного загрязнения, часть из которых имеют паспортную СГЭД менее 1 мЗв/год, но плотность загрязнения по ^{137}Cs выше 185 кБк/м² (таблица 11.4) [4].

Таблица 11.4. Распределение НП по зонам радиоактивного загрязнения в соответствии с существующей ситуацией и по результатам экспертных выводов за 2007–2011 гг.

Область	2 зона		3 зона	
	Имеют статус	Экспертное заключение	Имеют статус	Экспертное заключение
Волынская			166	3
Житомирская	63	0	301	49
Киевская	20	0	33	10
Ровенская	1	0	273	46
Сумская			2	0
Черкасская			4	2
Черновицкая			1	0
Черниговская	2	0	61	1
Всего по Украине	86	0	841	111

При этом ни один населенный пункт не попадает во 2-ю зону, и только 111 населенных пунктов попадают в 3-ю зону, часть из которых имеют паспортную СГЭД менее 1 мЗв/год, но плотность загрязнения по ^{137}Cs выше 185 кБк/м². По данным дозиметрической паспортизации менее чем в 26 НП Житомирской и Ровенской областей Украины СГЭД населения превышала допустимый уровень в 1 мЗв/год, что требует проведения защитных мероприятий, направленных на уменьшение облучения населения и возвращения к нормальным условиям жизни.

Таким образом, в настоящее время менее чем в 30 НП Украины, относящихся к зонам радиоактивного загрязнения, в которых проживает население, требуется применение защитных мероприятий для возвращения их к нормальной жизни.

11.2. Обеспечение производства нормативной продукции как критерий возможности возвращения загрязненных территорий к условиям нормальной жизнедеятельности

Дополнительными критериями при обосновании возможности возвращения территорий к условиям нормальной жизнедеятельности является не только оценка ситуации в населенном пункте, но и в его ареале. Основными критериями возможности использования прилегающих территорий для ведения хозяйственной деятельности населения является плотность загрязнения сельскохозяйственных угодий и лесных территорий, а также возможность получения продукции, соответствующей санитарно-гигиеническим требованиям. В главе 1 представлены данные о значительном уменьшении в среднем в 2 раза площадей, отнесенных к различным зонам радиоактивного загрязнения. За исключением 30-км зона вокруг ЧАЭС на территории Беларуси и Украины, а также выведенных из оборота в России земель с высокими уровнями загрязнения, на большей части остальной территории в основном обеспечивается производство продукции, соответствующей ветеринарным и санитарно-гигиеническим требованиям.

В Беларуси на территориях, где размещены населенные пункты, включенные в Перечень населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения [13], по большинству видов продукции обеспечено соблюдение санитарно-гигиенических нормативов, средние годовые эффективные дозы облучения населения значительно ниже законодательно принятого дозового предела, отсутствуют ограничения по ведению разных видов хозяйственной деятельности.

За послеаварийный период в результате улучшения радиологической ситуации и проведения защитных мер в аграрном производстве произошло значительное снижение объемов производства продукции, непригодной на пищевые цели по содержанию ^{137}Cs . Если в 1986–1990 годы количество зерна, несоответствующего гигиеническому нормативу по ^{137}Cs , колебалось от 25 до 340 тыс. тонн в год, то за последние 10 лет (2001–2014 годы) общий объем такого зерна составил только 1,2 тыс. тонн. В настоящее время зерно, непригодное на пищевые цели по содержанию ^{137}Cs (РДУ = 90 Бк/кг), практически не регистрируется [9]. Также за 2001–2014 годы не зарегистрировано случаев производства картофеля со сверхнормативным содержанием ^{137}Cs (РДУ = 80 Бк/кг).

Значительно улучшилось радиологическое качество продукции животноводства. В настоящее время, как в общественном, так и в частном секторе молоко по содержанию ^{137}Cs в основном не превышает 37 Бк/л. За период с 2006 по 2014 год сельскохозяйственными предприятиями, расположенными на территории радиоактивного загрязнения, объемы производства мо-

лока с содержанием ^{137}Cs ниже 37 Бк/л составили 99,6%. Это молоко соответствует требованиям к специализированным продуктам детского питания в готовом для потребления виде (РДУ-99 = 37 Бк/кг). За анализируемый период зарегистрировано только 740 тонн (0,01% от общего объема) молока со сверхнормативным (>100 Бк/л) содержанием ^{137}Cs . То есть практически все производимое молоко по содержанию радионуклида было в 2 раза ниже республиканского допустимого уровня.

В Беларуси приняты более жесткие, чем в России и Украине, гигиенические нормативы содержания ^{90}Sr в продуктах питания. Республиканские допустимые уровни содержания его в картофеле, хлебе и хлебопродуктах составляют 3,7 Бк/кг. Для получения такого качества хлеба активность ^{90}Sr в зерне продовольственном не должна превышать 11 Бк/кг. Ежегодные объемы зерна, непригодного на пищевые цели, колеблются от 25 до 55 тыс. тонн. Производство зерна, непригодного на пищевые цели по содержанию ^{90}Sr , регистрируется в сельскохозяйственных организациях, где имеются земли, загрязненные ^{90}Sr с плотностью 0,3–3,0 Ки/км. В загрязненных ^{90}Sr районах ежегодно регистрируется от 2 до 20 ферм, где цельное молоко не отвечает нормативным требованиям ($>3,7$ Бк/л) по содержанию данного радионуклида.

Улучшению радиационной обстановки в значительной степени способствовала, наряду с естественным процессом распада радиоактивных изотопов, системная реализация защитных мероприятий в сельском хозяйстве, в том числе в личных подсобных хозяйствах. Защитные меры позволили на несколько порядков сократить количество населенных пунктов, где зарегистрированы факты получения в личных подсобных хозяйствах молока, загрязненного ^{137}Cs и ^{90}Sr выше допустимых нормативов, а также в целом снизить уровни содержания радионуклидов в молоке. Из всех видов продукции, не отвечающих нормативным требованиям по содержанию радионуклидов, основное количество приходится на зерно, непригодное на пищевые цели по ^{90}Sr . Что касается другой продукции – картофеля, молоко и мясо, то количество ее незначительное.

В Беларуси после аварии на Чернобыльской АЭС из сельскохозяйственного оборота исключено 265,4 тыс. га земель. В настоящее время выведенными являются 247,6 тыс. га. За послеаварийный период благодаря процессам естественного распада радионуклидов в почве осуществляется постепенный возврат ранее выведенных радиационно-опасных земель. Отработаны подходы в части возврата земель в сельскохозяйственное пользование. Всего с 1993 по 2015 год возвращено в сельскохозяйственное пользование 17,5 тыс. га земель.

Основными критериями при вводе земель в пользование являются плотность загрязнения участков, прогнозируемые уровни загрязнения потенциальной продукции, качество земель, экономическая целесообразность. Необходимой предпосылкой для возврата земель является получение нормативно чистой товарной продукции растениеводства, сельскохозяйственного сырья и кормов.

Важнейшим направлением использования загрязненных территорий является ведение лесохозяйственной деятельности, поскольку в результате

аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению подверглось 2011,6 тыс. га лесного фонда. Все леса в зоне отселения остались в ведении органов лесного хозяйства. Отработан механизм перевода лесного фонда из зон радиоактивного загрязнения. При ведении лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения основными критериями, определяющими порядок проведения работ, являются: плотность загрязнения почв ^{137}Cs ; величина эффективной дозы облучения работников; содержание ^{137}Cs в лесной продукции. За послеаварийный период благодаря улучшению радиационной обстановки из зон радиоактивного загрязнения выведено 565,6 тыс. га, то есть на 28% лесного фонда сняты ограничения по ведению лесного хозяйства.

В Российской Федерации к 2016 году в 4 наиболее загрязненных ^{137}Cs областях в результате радиоактивного распада сократились площади отнесенных к зонам загрязнения земель сельскохозяйственного назначения на 32–47%. При этом основная часть из них имеет плотность загрязнения ^{137}Cs ниже 185 кБк/м [10].

В первый период после аварии на значительной территории Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей радиоактивные выпадения оказались настолько высоки, что не позволяли получить продукцию, соответствующую нормативам. Доля продукции с превышением нормативов в Орловской области составляла до 40% (Болховский район) и Тульской – до 15% (Плавский район). В Калужской области (Жиздринский, Хвастовичский и Ульяновский районы) превышение нормативов по содержанию ^{137}Cs отмечалось в зерне и картофеле до 1988 года. В наиболее загрязненных районах Брянской области (Гордеевский, Новозыбковский, Красногорский, Клинецовский и Климовский) до 80% произведенного зерна, молока и кормов не отвечало нормативам. К 1990 г. уровни загрязнения зерна и молока снизились в 20–30 раз, а сена в 5–6 раз [17].

В Брянской области до настоящего времени не удалось гарантированно обеспечить производство сельскохозяйственной продукции, соответствующей нормативам в полном объеме. Анализ результатов мониторинга в этом регионе показывает, что в 23 коллективных хозяйствах без проведения реабилитационных мероприятий невозможно получение продукции кормопроизводства и животноводства, соответствующей нормативам. В 11 хозяйствах превышение нормативов СанПиН [5,6] будет носить долговременный характер, то есть может отмечаться до 2025–2030 гг. Основную проблему представляет загрязнение кормов, содержание ^{137}Cs в которых может превышать ветеринарные допустимые уровни в 1,9–3,7 раза (таблица 11.5). Доля кормов с превышением нормативов варьирует от 9 до 39%. Высокое содержание ^{137}Cs в кормах определяет превышение гигиенических нормативов в продукции животноводства – молоко и молочная продукция в 4–12% проб, мясо и мясная продукция – в 5–8% проб. Следует отметить устойчивую тенденцию снижения доли загрязненной продукции и стабилизацию радиационной ситуации в сельском хозяйстве через 20–30 лет после аварии на ЧАЭС.

Таблица 11.5. Динамика содержания ^{137}Cs в основных видах кормов в юго-западных районах Брянской области

Год	Зеленая масса		Сено		Сенаж	
	среднее содержание ^{137}Cs , Бк/кг	% проб с превышением ветеринарных нормативов	среднее содержание ^{137}Cs , Бк/кг	% проб с превышением ветеринарных нормативов	среднее содержание ^{137}Cs , Бк/кг	% проб с превышением ветеринарных нормативов
2002	373	49	434	23	166	36
2003	274	52	458	33	119	38
2004	256	46	396	29	80	34
2005	257	37	325	26	72	34
2006	223	40	244	23	71	33
2007	257	37	263	20	71	29
2008	268	38	230	23	90	38
2009	188	37	162	22	70	40
2010	155	38	187	21	80	40
2011	102	43	196	21	74	32
2012	99	30	216	19	71	38
2013	93	30	152	12	64	46
2014	116	34	142	10	43	12

* данные ФГБУ Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Брянский»

По результатам мониторинга содержание ^{137}Cs в пищевых продуктах, произведенных и реализуемых в 12 радиоактивно загрязненных субъектах Российской Федерации, питьевая вода, продукты детского питания, вся пищевая продукция в торговой сети, а также такие виды продукции, произведенной в личных подсобных хозяйствах, как овощи, бахчевые и фрукты, соответствуют гигиеническим нормативам.

В целом в Брянской области в 2010 году не отвечали нормативам по содержанию ^{137}Cs 4,8% проб пищевой продукции местного производства, в 2011 – 5,2%, в 2012 – 5,2%, в 2014 году – 3,3% (таблица 11.6). Однако в наиболее загрязненных юго-западных районах их доля существенно выше – 15–16,9% проб молока и молочной продукции; 0,6–2,8% – мяса и мясной продукции; 87,5–88,2% – мяса диких животных; 50,6–54,3% – лесных ягод; 71,9–84,6% – грибов. Превышение нормативов устойчиво регистрируется для 25–40% проб дикорастущей продукции.

Таблица 11.6. Динамика доли местных пищевых продуктов с превышением гигиенических нормативов по содержанию ^{137}Cs (Брянская область), % [14]

Год	Мясо и мясные продукты	Молоко и молочные продукты	Дикорастущая продукция
2007	2,0	7,5	35,8
2008	4,7	6,6	39,3
2009	4,1	3,0	28,3
2010	5,1	2,6	28,8
2011	3,5	3,9	29,0
2012	2,3	4,5	31,5
2013	2,9	4,0	34,5
2014	6,8	2,1	26,9
2015	5,2	2,0	27,1

В Калужской области отмечается превышение нормативов по содержанию ^{137}Cs в 0,5–1,6% проанализированных проб даров леса. По ^{90}Sr превышения гигиенических нормативов ни в одной области, где имеются загрязненные территории, не зарегистрировано.

Несмотря на уменьшение площади лесных территорий с плотностью загрязнения ^{137}Cs выше 37 кБк/м² в среднем в 1,7 раза, часть продукции леса, преимущественно в Брянской области, не соответствует санитарно-гигиеническим требованиям, что обуславливает наличие ограничений для населения по использованию отдельных лесных участков [8].

На территории России площадь выведенных из оборота сельскохозяйственных земель с плотностью загрязнения свыше 1480 кБк/м² уменьшилась и составляет в настоящее время 3,5 тыс. га, т. е. по критерию плотности загрязнения на 13,6 тыс. га может быть возвращено в хозяйственное использование. Плотность загрязнения отчужденных участков варьирует от 200 до 600 кБк/м². В 2012–2015 гг. на этих участках проведены реабилитационные работы на площади более 3,9 тыс. га, в результате которых полученная продукция (многолетние травы, зернобобовые, озимая пшеница, озимая рожь) соответствует санитарно-гигиеническим нормативам или ветеринарным требованиям.

Однако основным критерием, определяющим возможность возвращения территорий к нормальной жизнедеятельности, включая возвращение населения, является не превышение дозового норматива 1 мЗв/год облучения населения. Прогноз показывает, что для большей части отчужденных территорий, этот критерий может быть достигнут не ранее 2025–2035 гг.

Анализ показывает, что в большинстве субъектов Российской Федерации, подвергшихся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, улучшение радиационной обстановки позволяет осуществить перевод данных территорий к условиям нормальной жизнедеятельности, то есть проживанию населения и ведению хозяйственной деятельности без ограничений по радиологическому фактору. Нерешенными в полном объеме остаются вопросы обеспечения радиационной безопасности населения и производства продукции в юго-западных районах Брянской области, где на локальных территориях с высокими уровнями загрязнения необходимо сохранение социально приемлемых реабилитационных мероприятий или временных ограничений на использование местных природных ресурсов (дары леса, дичь и т. п.).

В Украине при оценке радиологической обстановки и проведении дозиметрической паспортизации одним из ключевых показателей является определение радионуклидов в молоке [11], являющемся критическим видом сельскохозяйственной продукции по вкладу в дозу облучения населения. В 50–100 населенных пунктах Ровенской и Житомирской областей в отдельных пробах молока коров ЛПХ наблюдались случаи превышения ДУ-2006 [7]. Встречались также единичные случаи превышения допустимого содержания ^{137}Cs в овощах и картофеле, выращенных на торфяных почвах в нескольких населенных пунктах Ровенской области, а также превышение содержания ^{90}Sr (до 70 Бк/кг при норме 20 Бк/кг) в продовольственном зерне в Иванковском районе Киевской области.

В наиболее критических населенных пунктах Рокитновского района Ровенской области уровень загрязнения молока в 2011–2014 году в отдельных случаях достигал 400–700 Бк/л. Анализ мониторинговых данных по загрязнению молока ^{137}Cs на протяжении последних лет показал, что ситуация в наиболее критических населенных пунктах за последнее десятилетие мало изменилась. Полученные результаты подтверждают, что в ближайшем десятилетии ожидать значительного улучшения радиационной ситуации без применения контрмер не приходится. В населенных пунктах, где не применяются меры по снижению поступления ^{137}Cs в молоко снижения загрязнения этой продукции будет проходить в основном только за счет радиоактивного распада.

Применение защитных мероприятий в сельскохозяйственном производстве, таких как коренное улучшение кормовых угодий (эффективность около 4 раз на торфяниках) и/или применение ферроцина (эффективность около 3 раз), позволяет на сегодня практически во всех критических населенных пунктах Украины, пострадавших в результате Чернобыльской катастрофы и где проживает население, получать продукцию, которая соответствует требованиям ДУ-2006 (до 100 Бк/л для молока) и уменьшить паспортные СГЭД облучения населения ниже допустимого уровня (1 мЗв/год) [7]. При планировании реабилитационных мероприятий должна проводиться оптимизация применения контрмер, обеспечивающих радиационную безопасность населения и ведения хозяйственной деятельности, что создаст условия для устойчивого социально-экономического развития пострадавших регионов. Выбор реабилитационных мероприятий должен основываться не только на их радиологической эффективности, но и на оптимизации по критериям экономической, социально-психологической, экологической целесообразности.

В настоящее время менее чем в 30 НП Украины из 927, относящихся к зонам радиоактивного загрязнения, в которых проживает население, требуется применение защитных мероприятий для возвращения их к нормальной жизни.

За пределами зоны отчуждения (30-км зоны) в Украине было выведено из хозяйственного оборота 101,3 тыс. га сельскохозяйственных угодий, относящихся к зоне безусловного (обязательного) отселения (2-я зона), которые в настоящее время залесены. Из некоторых населенных пунктов, отнесенных ко 2-й зоне, население так и не было отселено за послеаварийные годы. В соответствии с Законом Украины «Про правовой режим территорий, загрязненных в результате Чернобыльской катастрофы» [4] территории 1 и 2 зоны были отнесены к радиационно-опасным. За послеаварийный период радиологическая обстановка стабилизировалась, за счет радиоактивного распада плотности загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr земель уменьшились приблизительно в 2 раза. Вследствие этого, а также автореабилитационных процессов (фиксация радионуклидов почвой, их перераспределение в корнеобитаемом слое растений и т.п.) снизились уровни радиоактивного загрязнения продукции, что позволяет в некоторых случаях рассматривать вопросы возвращения выведенных земель в хозяйственное использование в соответствии с действующими радиологическими критериями и существующими нормативно-правовыми актами.

В настоящее время в Украине выведенные земли частично используются в хозяйственной деятельности (например, для производства технических культур, выпаса скота, под сенокосы и огороды, пруды для производства рыбы и т. п.). К 2008 году в Украине возвращены в хозяйственное использование 6095 га ранее отчужденных земель. Наиболее перспективными видами использования отчужденных территорий являются лесопользование и использование в качестве заповедных территорий.

Таким образом, во всех трех странах, наиболее пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, сложились объективные условия для перехода территорий, подвергшихся воздействию, к условиям нормальной жизнедеятельности.

11.3. Рекомендации по переходу пострадавших территории и населения к условиям нормативной жизнедеятельности (по радиологическому фактору)

Учитывая существенное улучшение радиационной обстановки на значительной части пострадавших территорий Беларуси, России и Украины, целесообразно предпринять определенные меры по выводу части территории из «аварийной ситуации». При решении данной проблемы необходимо принимать во внимание как национальные нормативно-правовые и методические документы в области радиационной защиты населения, так и современные международные подходы, а также рекомендации МКРЗ и МАГАТЭ. Разработка стратегий возвращения пострадавших территорий к условиям нормальной жизнедеятельности должна учитывать особенности радиационной обстановки в каждой из стран и выделить как приоритетные, так и наиболее проблемные вопросы.

Экспертная группа в рамках регионального проекта МАГАТЭ RER/9/123 «Поддержка возвращения к нормальным радиологическим условиям на территориях, подвергшихся влиянию аварии на Чернобыльской АЭС» предложило ряд рекомендаций, направленных на обеспечение постепенного перехода пострадавших территорий к условиям нормальной жизнедеятельности.

В Республике Беларусь для обоснования и реализации программ возвращения населения и территорий к условиям нормальной жизнедеятельности рекомендовано [16]:

1. Разработать Концепцию перехода от ситуации аварийного облучения к ситуации существующего облучения в отдаленном периоде после аварии на Чернобыльской АЭС.
2. Разработать новую систему классификации (зонирования) территории радиоактивного загрязнения на отдаленный период чернобыльской катастрофы для ситуации существующего облучения.
3. Гармонизировать нормативные правовые и технические нормативные правовые документы в области правового режима территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, и социальной защиты граждан, пострадавших от катастрофы

на Чернобыльской АЭС, к ситуации существующего облучения и к новой системе зонирования территории радиоактивного загрязнения.

4. Установить конкретные референтные уровни на содержание радионуклидов в пищевых продуктах. Данные референтные уровни определяются из расчета, что годовая эффективная доза для репрезентативного лица не должна превышать 1 мЗв.

5. Оптимизировать систему радиационной защиты населения, в том числе защитных мер в сельском и лесном хозяйстве, с учетом переработанных нормативных правовых актов и нового зонирования территории радиоактивного загрязнения.

6. Разработать нормативно-методические документы по управлению и обращению с отселенными и отчужденными территориями при переходе к ситуации существующего облучения.

В Российской Федерации для практической реализации перехода территорий к условиям нормальной жизнедеятельности необходимо внести изменения в нормативно-правовые документы, а также разработать собственно процедуру реализации этих документов [14, 16].

1. Целесообразно внести следующие изменения в существующие документы, определяющие понятия, связанные с переходом территорий к условиям «нормальной жизнедеятельности»:

- перейти к ситуации существующего облучения;
- ввести понятие «условия нормальной жизнедеятельности» для населения, проживающего на территориях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС»;
- разработать и ввести основные (дозовые) и вспомогательные критерии перевода территорий к условиям нормальной жизнедеятельности;
- разработать и утвердить референтные уровни облучения населения для территорий, отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения.

2. Пересмотреть границы зонирования населенных пунктов в соответствии с изменением радиационной обстановки и критериями перевода к условиям нормальной жизнедеятельности. Улучшение радиационной обстановки в населенных пунктах не отражено в нормативно-законодательных актах. Несмотря на улучшение радиационной обстановки, из зоны радиоактивного загрязнения до сих пор не выведены населенные пункты, в которых дозы облучения населения ниже 1 мЗв/год.

3. Разработать нормативную базу по процедуре (регламент, стандарт) перевода населенного пункта из статуса, отнесенного к зоне радиоактивного загрязнения, к статусу нормальной жизнедеятельности. Не существует нормативных документов, определяющих перевод населенных пунктов, из зон радиоактивного загрязнения к условиям нормальной жизнедеятельности.

4. Разработать нормативную базу по процедуре (регламент, стандарт) перевода территорий (сельскохозяйственные земли и лесные территории), отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения и требующих проведения специальных защитных мероприятий, к территориям, где возможно ведение хозяйственной деятельности по традиционным технологиям.

5. Определить порядок (регламент) восстановления хозяйственного использования радиоактивно загрязненных (отчужденных или выведенных

из оборота земель по радиологическому критерию) территорий при достижении уровней загрязнения, обеспечивающих соблюдение критериев радиационной безопасности населения и производимой продукции (без применения специальных защитных мероприятий). Отсутствуют нормативные документы, определяющие процедуру возвращения выведенных из оборота земель в хозяйственное использование. В связи с особенностями формирования зоны отчуждения на территории Брянской области и ограничениями по основному дозовому критерию рассмотрение возможности возвращения отчужденных сельскохозяйственных земель в хозяйственное использование должно проводиться поэтапно с учетом не только плотности загрязнения радионуклидами земель, но и в первую очередь дозового критерия.

6. Для обеспечения информационного сопровождения процедуры перехода населенных пунктов и загрязненных территорий из зон радиоактивного загрязнения к условиям нормальной жизнедеятельности провести комплексную социально-радиологическую паспортизацию загрязненных населенных пунктов с ареалом их обитания и предоставить данные федеральным, региональным и муниципальным органам власти, а также населению и средствам массовой информации.

В Украине для преодоления последствий Чернобыльской катастрофы в части возвращения населения территорий, отнесенных в соответствии с нормативно-правовыми актами Украины к радиоактивно загрязненным, к нормальной жизнедеятельности, эксперты считают целесообразным [16]:

1. В качестве основного критерия радиологической классификации территорий использовать исключительно годовую эффективную дозу, определенную в соответствии с национальным законодательством (для Украины – в соответствии с методикой дозпаспортизации, утвержденной Минздравом) с учетом международных рекомендаций.

2. Провести пересмотр границ зон радиоактивного загрязнения в соответствии с Законом Украины и сложившейся реальной радиологической обстановкой.

3. Исходя из практики и ситуации, сложившейся в Украине, а также с учетом рекомендаций BSS, использовать в качестве референтного уровня облучения представительного человека для постчернобыльской ситуации существующего облучения в Украине уровень в 1 мЗв/год.

4. Считать приоритетными меры по радиационной защите населения и другие специальные вмешательства, направленные на ограничение дополнительного облучения населения более 1 мЗв/год, обусловленного Чернобыльской катастрофой, и обеспечение нормальной хозяйственной деятельности.

5. Для целей радиационной защиты населения должна быть разработана и принята отвечающая современным условиям согласованная методология определения эффективных доз облучения населения с разумной степенью консерватизма с учетом международных рекомендаций.

6. Требуется тщательная радиоэкологическая инвентаризация выведенных из хозяйственного оборота территорий 2-й зоны безусловного (обязательного) отселения для выработки стратегии обращения с ними в настоящее время и в будущем.

7. Требуется пересмотр функционального зонирования территории Зоны отчуждения в современных условиях для повышения эффективности деятельности по снятию с эксплуатации ЧАЭС, преобразования объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему и обращения с РАО.

Литература

1. О мероприятиях, связанных с 25-й годовщиной Чернобыльской катастрофы: Указ Президента Украины от 11 октября 2010 года № 937.

2. О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: Закон РФ от 15 мая 1991 года № 1244-1.

3. Об утверждении перечня населенных пунктов, находящихся в границах зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: постановление Правительства Российской Федерации от 08 октября 2015 г. № 1074.

4. Про правовий режим території, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи: Закон України [Вводиться в дію Постановою ВР № 795–12 від 28.02.91] // Відомості Верховної Ради. 1991. № 16. Ст. 199.

5. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы: СанПиН 2.3.2.1078-01, утв. 6.11.2001, введ. 01.07.2002 (ред. 06.07.2011).

6. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы: СанПиН 2.3.2.2650-10 от 28.06.2010.

7. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питної води. Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1-130-2006 // Офіційний вісник України. 2006. №29. с.142–155.

8. Допустимые уровни содержания цезия-137 и стронция-90 в продукции лесного хозяйства: СП 2.6.1.759-99 от 02 июля 1999 г. М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 1999 г.

9. Республиканские допустимые уровни содержания цезия-137 в древесине, продукции из древесины и древесных материалов и прочей непищевой продукции лесного хозяйства (РДУ/ЛХ – 2001): постановление Главного государственного санитарного врача Республики Беларусь от 11 января 2001 г. № 4.

10. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / под. ред. Ю.А. Израэля и И.М. Богдевича. Москва-Минск: Фонд «Инфосфера»-НИА-Природа, 2009. 140 с.

11. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ моніторингу у населених пунктах, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи. Дані за 2012 р. (Збірка 15) / І.А. Ліхтарьов, Л.М. Ковган, В.В. Василенко [та ін.] Київ, 2013. 33 с.

12. Каталог средних годовых эффективных доз облучения жителей населенных пунктов Республики Беларусь, утв. МЗ РБ 18.08.2015. Гомель: ГУ «РНПЦ РМ и ЭЧ», 2015. 86 с.

13. Перечень населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения. Минск, 2010. 106 с.

14. Радиологические аспекты возвращения территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности / Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко, И.К. Романович [и др.] // Радиационная биология. Радиозология. 2016. Т. 56. № 3. С. 322–335.

15. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2009 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. 132 с.

16. Рекомендации по поэтапному возврату территорий, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности (по радиологическому фактору): Рабочие Материалы. Проект ТС МАГАТЭ RER/9/123. – Вена 2016. [Recommendations on the Gradual Transition of the Areas Affected by the Chernobyl Accident to Normal Radiological Conditions: IAEA Working Materials. IAEA Technical Cooperation Project RER9123. Vienna. 113 P.].

17. Российский национальный доклад: 25 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. 1986–2011 / Под ред. С.К. Шойгу и Л.А. Большова. М., 2011. 160 с.

18. Сборник нормативных правовых актов по вопросам преодоления последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС. Минск: Институт радиологии, 2013. 160 с.

19. Средние годовые эффективные дозы облучения в 2014 году жителей населенных пунктов Российской Федерации, отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС (для целей зонирования населенных пунктов) / Г.Я. Брук, А.Б. Базюкин, А.А. Братилова [и др.] // Радиационная гигиена. 2015. Т. 8. № 2. С. 32–128.

ГЛАВА 12. МЕЖДУНАРОДНАЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬ ПО ЛИКВИДАЦИИ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС: ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА, СЕЛЬСКОЕ ХОЗЯЙСТВО

Фесенко С.В., Гордиенко Е.В.

До начала 70-х годов XX века развитие радиоэкологии во многом было связано с проблемами оборонного характера, а места проведения экспериментальных исследований были приурочены к объектам атомной промышленности и полигонам, где проводились испытания ядерного оружия. Как следствие, контакты между радиоэкологами СССР и зарубежных стран были крайне ограниченными. Площадками для международного сотрудничества в то время являлись Международная комиссия по радиологической защите и Комитет по действию атомной радиации.

Чернобыльская авария в 1986 г. послужила основанием для развертывания широкого международного сотрудничества. С одной стороны, радиоактивное загрязнение коснулось не только территории СССР, но и многих стран Западной Европы. С другой стороны, с учетом перспектив развития ядерной отрасли, прогресс которой фактически оказался под вопросом, возникла необходимость совместного изучения разноплановых аспектов последствий масштабного аварийного радиоактивного загрязнения.

12.1. Сотрудничество в первый период после аварии на ЧАЭС: 1986–1990 гг.

В первые годы после Чернобыльской аварии работы по ликвидации ее последствий осуществлялись Советским Союзом самостоятельно, практически без вовлечения других стран. Исключением являлась помощь ряда стран в лечении острой лучевой болезни и некоторые гуманитарные проекты [2].

В то же время в рамках международного сотрудничества информация о причинах и последствиях аварии достаточно полно представлялась МАГАТЭ, НКДАР, МКРЗ, ВОЗ. В августе 1986 г. академиком В.А. Легасовым был представлен доклад для экспертов МАГАТЭ: «Авария на Чернобыльской АЭС и ее последствия». В результате международного сотрудничества были подготовлены и приняты странами участниками МАГАТЭ два основополагающих договора: Конвенция об оперативном оповещении о ядерной аварии (Вена, 26 сентября 1986 г.) и Конвенция о помощи в случае ядерной аварии или радиационной аварийной ситуации (Вена, 26 сентября 1986 г.). Эти два документа, будучи продуктом широкого меж-

дународного сотрудничества, сыграли важную роль в реагировании после аварии на АЭС Фукусима 2.

Первый прогноз медицинских последствий Чернобыльской аварии был сделан осенью 1986 г. [8, 9]. Последствия Чернобыльской аварии впервые широко обсуждались на международной конференции в Киеве в 1988 г. [4]. Последствия для здоровья населения были всесторонне проанализированы Научным комитетом ООН по действию атомной радиации (НКДАР ООН) в отчетах за 1988 и 2000 гг. [7, 23].

Результатом сотрудничества стал и доклад Международной консультативной группы по ядерной безопасности [3], заложивший основы современного подхода к ядерной безопасности.

12.2. Международное сотрудничество в 1990–2000 гг.

Важным шагом в реализации международной интеграции в изучении последствий аварии на Чернобыльской АЭС явилось выполнение Международного Чернобыльского проекта, начатого в 1991 г., и осуществленного под эгидой Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) [6]. В рамках проекта проводились изучение и оценка радиологических последствий Чернобыльской катастрофы для человека и окружающей среды силами международных экспертов.

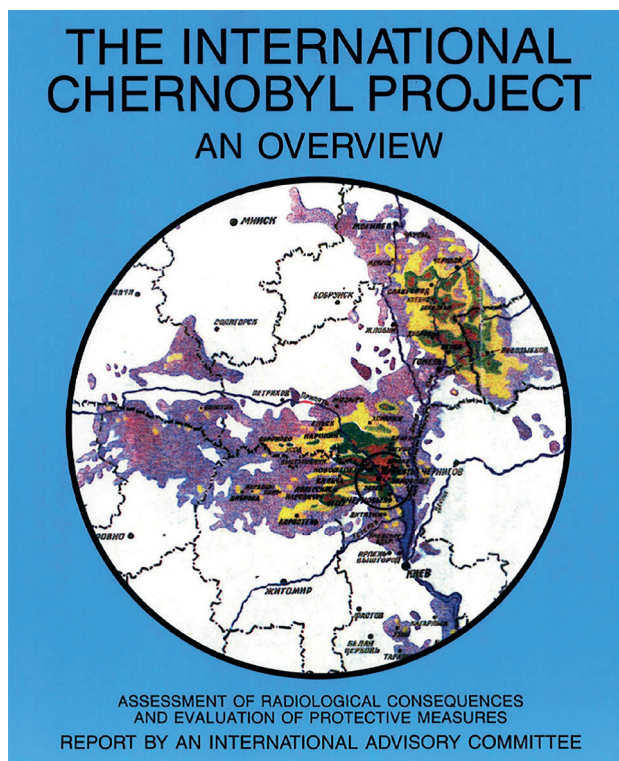


Рисунок 12.1. Отчет по первому Чернобыльскому проекту [6]

В 1989 г. Правительство СССР обратилось в МАГАТЭ с предложением об организации и проведении силами международных экспертов оценки концепции, которую СССР разработал для обеспечения возможного безопасного проживания населения в районах, подвергшихся радиоактивному загрязнению, а также эффективности мер, предпринятых в этих районах для охраны здоровья населения. В результате выполнения проекта был подготовлен отчет (рисунок 12.1), в котором были детально рассмотрены действия, предпринятые в СССР с целью смягчения последствий аварии, выполнена большая программа измерений. В реализации Чернобыльского проекта МАГАТЭ приняли участие более 200 специалистов из 23 стран [16]. Проект и решения Генеральной Ассамблеи ООН 45.190 от 21 декабря 1990 года значительно расширили области международного сотрудничества.

В результате выполнения Международного Чернобыльского проекта (МЧП) в 1991 г., был верифицирован огромный экспериментальный материал по радиационному мониторингу сельскохозяйственных угодий и агропромышленной продукции, а также эффективности контрмер в АПК по территории России, Украины и Белоруссии. Были существенно расширены представленные ранее СССР на конференции МАГАТЭ в 1987 г. результаты комплексных радиоэкологических исследований.

Большой эффект для снижения негативных последствий аварии на ЧАЭС имела Российско-Германская измерительная программа, в рамках которой были получены обширные данные по содержанию радионуклидов в продуктах питания и объектах окружающей среды, а многие российские организации, вовлеченные в проект, получили новое измерительное оборудование. Определенное значение для понимания последствий аварии имели и ряд совместных проектов с американскими и французскими специалистами, выполненными в начале 90-х годов прошлого столетия.

Оценивая этот опыт как крайне положительный, Европейская комиссия инициировала дальнейшее развитие «чернобыльского сотрудничества» в рамках рамочной научной программы, включающей 16 проектов: 9 экспериментальных совместных проектов (Experimental Coordinated Projects) и 7 совместных научных проектов (Joint Scientific Projects – JSP), координируемых Жильбертом Десметом и Нилом Келли (Европейская Комиссия). Главная задача данной программы состояла в оценке радиологических последствий радиационной аварии, включая воздействие на здоровье людей, животных, окружающую среду и анализ защитных мероприятий [14, 21]. В течение четырех лет (1992–1995 гг.) специалистами из Беларуси, Российской Федерации, Украины и стран ЕС проводились исследования, охватывающие поведения радионуклидов во всех средах. Значительная часть этих проектов была посвящена проблемам 30-км зоны отчуждения ЧАЭС или проводилась на ее территории. Масштабное научное сотрудничество, в которое были вовлечены более 200 институтов и лабораторий, принципиально изменило уровень научных знаний в области закономерностей поведения радионуклидов в окружающей среде, оценки путей облучения человека, анализа рисков радиационного воздействия и выработки решений по реабилитации загрязненных территорий. Полученные результа-

ты позволили предложить ряд контрмер, направленных на снижение поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию и на снижение дозовых нагрузок на население [12].

Для координации этих проектов были привлечены ведущие ученые СНГ и Европы: Ф.А. Тихомиров (МГУ им. М.В. Ломоносова), М.И. Балонов (Санкт-Петербургский НИИ радиационной гигиены), С.К. Фирсакова (Институт радиологии, г. Гомель), Ю.А. Иванов, В.А. Кашпаров и Б.С. Пристер (Украинский институт сельскохозяйственной радиологии), В.М. Шершаков (НПО Тайфун, Обнинск), Джемма Раурет (Барселонский университет, Испания), Мария Белли и Умберто Сансоне (Агентство по проблемам окружающей среды, Италия), Питер Якоб (Институт радиационной защиты, Мюнхен, Германия) и многие другие.

Авария на ЧАЭС с полным основанием рассматривалась как «сельская авария». Вследствие этого поведение радионуклидов в аграрных, природных и полуприродных экосистемах, разработка технологий реабилитационных мероприятий и стратегий их применения рассматривались в качестве ключевых проблем, решаемых в рамках Рамочной программы. Многие из этих проектов координировались учеными ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии (в настоящее время ВНИИ радиологии и агроэкологии – ВНИИРАЭ): Р.М. Алексахиним, С.В. Кругловым, А.Н. Ратниковым, Н.И. Санжаровой, С.В. Фесенко и Б.И. Яцало.

Важным направлением программы являлось обобщение опыта Чернобыльской аварии с целью повышения эффективности аварийного реагирования. Разработка моделей поведения радионуклидов в окружающей среде, баз данных по эффективности защитных мероприятий и технологий поддержки принятия решений проводилось в рамках создания системы поддержки принятия решений (проект RODOS) [13, 20]. Проекты совместно с Беларусью, Украиной и Россией (JSP1, JSP2 и RODOS) выполнялись под эгидой Европейской Комиссии последовательно в период 1991–1999 гг. В их реализации участвовало 36 организаций из 19 стран. Дополнительно к системе RODOS, предназначенной для поддержки принятия решений по реагированию в случае будущих аварий, ВНИИРАЭ разработал две системы поддержки принятия решений FORCON [15] и PRANA [24]. Кроме того, Трахтенгерцом Э.А. с соавторами [10] была разработана компьютерная поддержка управления ликвидацией последствий радиационного воздействия.

Выполнение рамочной программы КЕС-СНГ завершилось крупнейшим международным форумом в столице Республики Беларусь городе Минске в марте 1996 г. (рисунок 12.2). По итогам совместных исследований были выпущены 16 томов, подводящих итоги исследований, выполненных в рамках программы.

Совместные исследования ученых СНГ и Европы были продолжены после 1996 г. в рамках программы КЕС - КОПЕРНИКУС. Участники программы отбирались на основании конкурсного отбора. В результате ВНИИРАЭ был отобран для участия в 3 проектах (FORECO, REDUP и RECLAIM), касающихся стратегий реабилитации загрязненных лесов (С.В. Фесенко), технологий реабилитации лугов (Н.И. Санжарова) и контрмер в животноводстве (А.Н. Ратников) (рисунок 12.3).



Рисунок 12.2. Ученые ВНИИРАЭ на конференции, посвященной завершению проектов КЕС (март 1996 г., Минск)



Рисунок 12.3. Встреча по проекту FORECO (октябрь 1998 г., Рим)

Параллельно Германским институтом радиационной защиты был инициирован проект по определению стратегий реабилитации чернобыльских территорий на основе подхода, сочетающего радиологические, экономические и социальные показатели (участники от России – Р.М. Алексахин, С.В. Фесенко, Н.И. Санжарова, ВНИИРАЭ).

Новый этап развития международного сотрудничества в области преодоления последствий аварии на ЧАЭС был также связан с подписанием весной 1997 г. правительствами Франции и Германии соглашения об оказании научно-технической помощи Республике Беларусь, Российской Федерации и Украине в вопросах преодоления последствий аварии на ЧАЭС. В развитие этого соглашения было подготовлено несколько проектов, центральное место среди которых занимал проект «Радиоэкология». Проектом руководили Жерар Девеле-Кавелин (IRSN, Франция) и Геральд Безольд (Германия). Проект был направлен на объединение усилий ученых по созданию баз пространственно-распределенных данных о миграции радионуклидов в окружающей среде. Была собрана обширная информация, которая включила данные радиометрических и спектрометрических измерений активности радионуклидов в кормах и продукции животноводства.

В рамках этого большого проекта несколько подпроектов координировались сотрудниками ВНИИРАЭ: по созданию базы данных по переносу радионуклидов в организм животных – Р.М. Алексахиним, по созданию базы данных по защитным мероприятиям – Н.И. Санжаровой и по созданию базы данных по коэффициентам перехода из почвы в растения – С.В. Фесенко.

В этот же период выполнялись несколько проектов INTAS, включая проект «Выщелачивание радионуклидов из частиц облученного уранового топлива в системе почва-вода и кинетика трансформации» и «Исследование параметров поведения радионуклидов в загрязненных почвах Чернобыльского региона», которые позволили верифицировать математические модели изменения форм нахождения и вертикальной миграции радионуклидов.

В рамках украинско-немецкого проекта «Горячие частицы в образцах окружающей среды» (1997–1999 гг.) была разработана методология оптимизации пробоотбора и измерений образцов при радиологическом мониторинге, благодаря которой были созданы карты загрязнения ближней зоны аварии радионуклидами топливной компоненты радиоактивных выпадений.

С 1998 по 2001 г. под патронажем Европейской Комиссии проводился международный проект «Разработка стратегий восстановления территорий, загрязненных в результате Чернобыльской аварии». В результате проекта была проведена большая аналитическая работа по оценке масштаба и степени загрязнения лесов стран СНГ в результате обширного выпадения радиоактивных осадков при аварии на ЧАЭС в 1986 г. и сопоставлению полученной информации с результатами исследований предыдущих радиационных аварий.

Одним из первых международных проектов, выполняемых непосредственно в зоне отчуждения ЧАЭС под эгидой МАГАТЭ, был проект с Японским институтом ядерной энергии (JAERI), направленный на широкий круг вопросов, связанных с использованием методов оценки и измерения внешнего облучения после ядерных аварий, верификации последствий аварий, использования ГИС-технологий при гамма-съемке. В 1998–2003 гг. в рамках украинско-японского соглашения с Nuclear Safety Research Association был проведен комплекс работ по изучению поведения радионуклидов в окружающей среде и моделированию процессов во время Чернобыльской аварии.

12.3. Международное сотрудничество в 2000–2017 гг. Сотрудничество с МАГАТЭ и другими организациями системы ООН

12.3.1. Чернобыльский форум

Реагирование властей в случае радиационных аварий, информирование населения о связанных с ней рисках и применение защитных мер основываются на национальных и международных радиологических нормативах, а также на объективной оценке принимаемых мер. В связи с разногласиями в оценке радиологических последствий аварии между научным обществом и широкой общественностью в начале 2003 г. Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ) учредило Чернобыльский форум с целью ретроспективно оценить последствия аварии для окружающей среды и здоровья людей и рекомендовать правительствам такие дальнейшие действия, как реабилитация среды и специальные меры здравоохранения, а также дальнейшие действия исследований.

Участниками форума стали восемь организаций ООН: Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ), Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ), Программа развития Организации Объединенных Наций (ПРООН), Продовольственная и сельскохозяйственная организация (ФАО), Программа Организации Объединенных Наций по окружающей среде (ЮНЕП), Управление Организации Объединенных Наций по координации гуманитарной деятельности (УКГД ООН), Научный комитет Организации Объединенных Наций по действию атомной радиации (НКДАР ООН) и Всемирный Банк, а также представители правительств наиболее пострадавших стран Белоруссии, Российской Федерации и Украины. Форум был создан как вклад в десятилетнюю стратегию Организации Объединенных Наций по Чернобылю, начатую в 2002 г. с публикации «Гуманитарные последствия Чернобыльской ядерной аварии: стратегия восстановления». Председателем Чернобыльского форума и последующей конференции стал доктор Бартон Беннетт, руководитель Фонда исследования радиационных эффектов (Хиросима, Япония). Группа экспертов, подготовивших отчет о последствиях аварии для окружающей среды, координировалась Лином Анспо (Университет Юты, США).

На заседании Чернобыльского форума в апреле 2005 г. участники Форума от Республики Беларусь, Российской Федерации и Украины обратились с просьбой разработать рекомендации правительствам этих трех стран по специальным программам здравоохранения и восстановлению окружающей среды, обозначив потребности в последующих исследованиях, а также по социально-экономической политике. В сентябре 2005 г. в Вене состоялось заключительное заседание Форума, который рассмотрел и одобрил доклады-отчеты двух групп научных экспертов – «Здоровье», подготовленный при координации ВОЗ [5], и «Окружающая среда», подготовленный при координации МАГАТЭ ведущими специалистами мировой науки

[11]. Активное участие в работе форума приняли специалисты ВНИИРАЭ (Р.М. Алексахин и С.В. Фесенко), а также сотрудники других ведущих институтов России, Беларуси и Украины (В.А. Кашпаров, Б.С. Пристер, Я.С. Кенигсберг). Координация проекта и подготовка итоговых документов осуществлялись под руководством М.И. Балонова, который во время проекта являлся сотрудником МАГАТЭ.

Заключительные документы (рисунок 12.4.) были подготовлены Секретариатом Форума на основе рекомендаций, представленных в технических докладах Форума. Кроме того, ПРООН предложила рекомендации по экономической и социальной политике, которые основывались на упомянутом выше проведенном ПРО ООН в 2002 г. исследовании «Гуманитарные последствия аварии на Чернобыльской АЭС: стратегия реабилитации», а также на документе Всемирного банка «Беларусь: взгляд на Чернобыль». Рекомендации Форума были распространены среди участников и приняты на основе консенсуса.

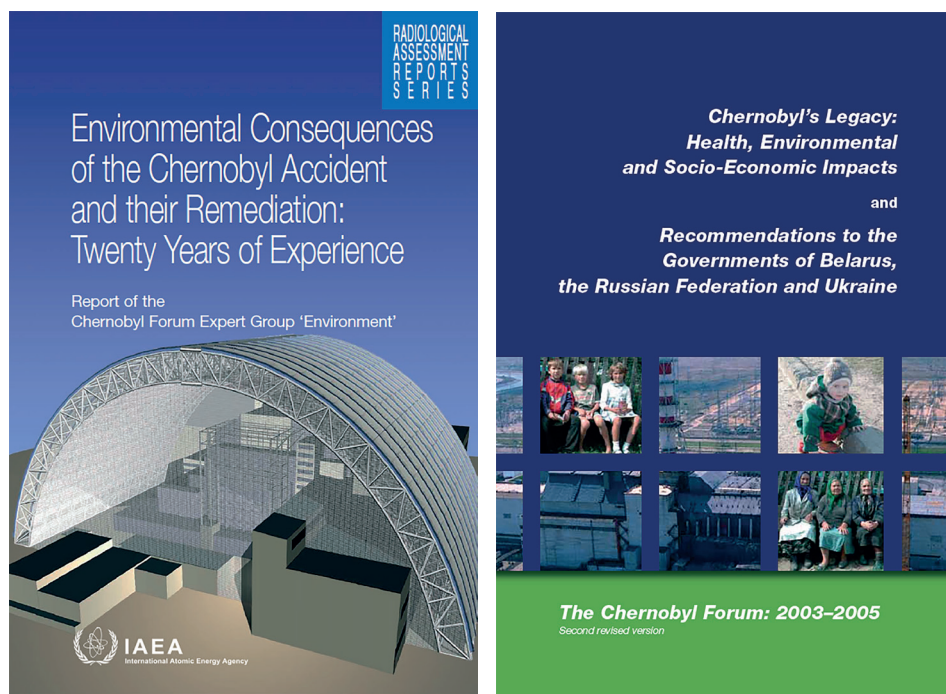


Рисунок 12.4. Документы Чернобыльского Форума

Форум признал, что авария 1986 г. была самой тяжелой ядерной аварией в истории мировой атомной промышленности. В связи с выбросом очень большого количества радионуклидов она стала также и наиболее крупной радиационной аварией. Однако с годами, по мере снижения уровней облучения и накопления гуманитарных последствий, на первое место постепенно выходят тяжелая социально-экономическая депрессия пострадавших регионов Беларуси, России и Украины и серьезные психологические проблемы непосредственных участников ликвидации аварии и населения.

Один из главных выводов Форума заключается в том, что мероприятия, принятые в прошлом правительствами для преодоления последствий Чернобыльской аварии, были своевременными и адекватными. В то же время современные исследования и наблюдения указывают на необходимость изменения направления этих усилий. Форум считает, что приоритетом должно стать социальное и экономическое возрождение пострадавших районов Беларуси, России и Украины, устранение психологического груза у их населения и у ликвидаторов.

12.3.2. Программа Технического сотрудничества МАГАТЭ

Сотрудничество в области преодоления последствий аварии на ЧАЭС между организациями ООН и, в первую очередь МАГАТЭ и странами, наиболее пострадавшими после этой аварии (Республикой Беларусь, Российской Федерацией и Украиной), началось непосредственно с момента аварии. В то же время особый размах это сотрудничество приобрело с конца 90-х годов прошлого столетия, когда чернобыльская тематика приобрела статус одного из основных проектов Программы технического сотрудничества МАГАТЭ [17, 18]. Программа технического сотрудничества МАГАТЭ (ТС) является основным механизмом в решении технических проблем, возникающих в странах-членах этой организации. В той или иной форме МАГАТЭ оказывала поддержку Беларуси, России и Украине с начала 1990 г., организуя миссии и совещания по наиболее актуальным проблемам, а также посылая международных экспертов. Первый Региональный проект технического сотрудничества, начатый в 1999 г., был направлен на разработку технологий реабилитации населенных пунктов (рисунок 12.5).



Рисунок 12.5. Работы по дезактивации жилищ в Республике Беларусь

Несмотря на то что эти работы были практически завершены, новые технологии дезактивации позволили существенно повысить эффективность этих мероприятий на территориях, подвергшихся загрязнению.

Следующий региональный Чернобыльский ТС проект был начат в 2003 г. с идеи разработать единые для трех стран рекомендации по мониторингу доз облучения и оценить эффективность широкого круга защитных мероприятий. Задачей проекта была и разработка системы поддержки принятия решений по обоснованию стратегий реабилитации сельских областей, подвергшихся воздействию аварии на Чернобыльской АЭС. Проект был организован при поддержке Директора Сайберсдорской Лаборатории МАГАТЭ Габриелы Фогт.

Административное руководство проектом осуществлял А.В. Чупов, а техническое руководство в течение первого года проекта проводил М.И. Балонов. С 2004 по 2017 гг. техническое руководство всеми Чернобыльскими проектами (за исключением проектов по обращению с отходами на площадке ЧАЭС) осуществлял С.В. Фесенко.

Впоследствии, учитывая высокую практическую и социальную значимость Чернобыльской проблематики, Региональный Чернобыльский ТС проект продлевался каждые четыре года. На основе консультаций с соответствующими ведомствами Беларуси, России и Украины каждый новый проект был ориентирован на наиболее актуальные проблемы в области преодоления последствий аварии на Чернобыльской АЭС. В рамках проектов ежегодно проводились встречи экспертов и руководителей разного уровня, вовлеченных в работы по преодолению последствий аварии на ЧАЭС (рисунк 12.6).



Рисунок 12.6. Участники регионального совещания МАГАТЭ по Чернобыльскому проекту в 2016 г.

Такого рода встречи позволяли не только гармонизировать опыт смягчения последствий Чернобыльской аварии, но и определить существующие проблемы и наметить пути их решения.

Так, в 2008–2012 гг. проект был направлен на повышение эффективности радиационной защиты населения и поддержку социально-экономического восстановления областей, затронутых аварией на Чернобыльской АЭС, включая научные, методологические и информационные аспекты. В этот период существенно изменились рекомендации Международного сообщества в области радиационной защиты. Новая философия радиационной защиты, изложенная в публикации № 103 МКРЗ [19] была использована при создании системы поддержки принятия решений ReSCA, предназначенной для обоснования оптимальных стратегий реабилитации земель после Чернобыльской аварии [22]. Для эффективного внедрения этой системы МАГАТЭ приобрело оборудование для 55 рабочих мест в соответствующих организациях, расположенных в загрязненных районах и провело курсы подготовки специалистов. Ключевым направлением работ в рамках следующего проекта в 2012–2016 гг. было оказание технической, научной и информационной поддержки для постепенного перехода территорий, подвергшихся воздействию Чернобыльской аварии, к нормальным условиям жизнедеятельности и экономического развития 2012–2016 гг. В рамках этого проекта были подготовлены рекомендации Правительствам Беларуси, России и Украины по совершенствованию механизмов, обеспечивающих вывод пострадавших территорий из «аварийного статуса» и их переход к условиям нормальной жизнедеятельности. Проект, выполняемый в настоящее время, направлен на поддержку обращения с высоко загрязненными, отчужденными территориями в отдаленный период после аварии на ЧАЭС. На рисунке 12.7 представлен набор документов и программных продуктов, созданных в процессе выполнения Чернобыльского проекта в 2008–2012 гг.



Рисунок 12.7. Примеры документов и программного обеспечения, разработанного в рамках регионального проекта

В течение всего этого периода времени проекты Региональные проекты ЕС МАГАТЭ оказывали поддержку в создании и обновлении информационных ресурсов о последствиях аварии на Чернобыльской АЭС и возможных мерах по их снижению. К числу таких информационных ресурсов относятся сайты www.Chernobyl.info и www.rbic.by.

12.3.3. Проект ICRIN

Проект ICRIN («Международная научно-информационная сеть по вопросам Чернобыля»), реализуемый Программой Развития ООН, включал в себя распространение информации в доступной и максимально понятной форме через систему образования, тренинги для учителей, лидеров местных сообществ и руководителей местных органов власти. Точные и ясные практические рекомендации, сформулированные на основе научных данных, помогали избавить людей, проживающих на территориях, пострадавших от аварии, от дополнительной психологической нагрузки, сделать их жизнь более безопасной и благополучной и вернуть ее в нормальное русло.

Цель проекта – довести до сведения пострадавшего населения трех стран – Беларуси, Российской Федерации и Украины – выводы ученых о последствиях аварии и путях их ликвидации. Предоставление достоверной информации о нормах безопасного и здорового образа жизни на пострадавших территориях является общим приоритетом в деятельности ООН по преодолению последствий Чернобыльской катастрофы в вышеперечисленных странах. Научно-обоснованная информация позволяла людям, которые живут на пострадавших территориях, планировать жизнь рационально, учитывая и применяя нормы безопасности, и успешно вернуться к нормальной жизни, обеспечив стабильное развитие этих территорий (рисунок 12.8).



Рисунок 12.8. Международное совещание по проблеме преодоления последствий аварии на Чернобыльской АЭС (ВНИИРАЭ, Обнинск, ноябрь 2011 г.)

В 2010–2011 гг. в рамках проекта ICRIN была создана сеть (6 в Беларуси, 6 в России и 8 в Украине) информационно-компьютерных центров для обеспечения жителей пострадавших сельских районов доступом к информационным ресурсам. Доступность информации стимулирует появление новых инициатив и помогает развить потенциал местных жителей благодаря использованию ими образовательных ресурсов сети Интернет. Для обеспечения устойчивого развития созданных ИКТ центров и повышения потенциала их сотрудников, проектом ICRIN в 2010–2011 гг. было проведено шесть обучающих тренингов-семинаров, которые позволили получить новую, научно обоснованную информацию от самых компетентных экспертов в различных областях исследований.

12.3.4. Проекты Европейской Комиссии

Одним из элементов современной радиационной защиты является требование демонстрации того, что биологические сообщества надежно защищены от действия ионизирующей радиации. Этим определяется необходимость установления научно обоснованных допустимых пределов доз облучения биоты и человека.

Проекты КЕС APIC и EPICA проводились с целью обобщения данных об эффектах действия радиации на референтные виды биоты, обоснования дозовых моделей и определения нормативов безопасности для биоты. С этой целью были созданы программный продукт ERICA, который использует нормативы допустимого облучения на биоту на основе базы данных FREDERICA. Активное участие в создании базы данных по радиационным эффектам принимали ученые ВНИИРАЭ (С.А. Гераськин) и НПО Тайфун (Т.Г. Сазыкина).

12.4. Совместная программа преодоления последствий аварии на Чернобыльской АЭС Россия-Беларусь

Многие годы продолжается успешное сотрудничество белорусских и российских ученых и специалистов в области лесной и сельскохозяйственной радиоэкологии. В роли каталитического центра этого сотрудничества выступали Программы совместной деятельности по преодолению последствий чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства на 2002–2005 и 2006–2010 гг. В практику совместной деятельности вошли не только мероприятия по радиационному мониторингу лесов, но и проведение совместных учебно-практических мероприятий, семинаров и тренингов.

Для ведения радиационного мониторинга лесов на единой сети стационарных участков Союзного государства была разработана и внедрена специальная методика радиационного мониторинга лесов (РМЛ), подготовлен раздел Атласа современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси [1].

В области восстановления загрязненных сельскохозяйственных территорий были разработаны и внедрены новые высокоэффективные агроме-

лиоранты и кормовые добавки, отработаны технологии реабилитации пахотных и кормовых угодий, оценены параметры миграции радионуклидов в агроэкосистемах, созданы совместные рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства.

12.5. Новые инициативы по Международному сотрудничеству в области преодоления последствий аварии на ЧАЭС

На конференции в Минске 26 апреля 2016 года заместитель Генерального Секретаря ООН госпожа Хелен Кларк отметила, что Республика Беларусь, Российская Федерация и Украина получили уникальные знания и опыт в преодолении последствий Чернобыльской ядерной катастрофы и создали передовую практику перехода от восстановления к развитию. Этот опыт следует тщательно сохранить и поделиться им с международным сообществом.

В решении этой конференции было подчеркнуто, что международное чернобыльское сотрудничество под эгидой Организации Объединенных Наций может продолжаться в рамках инициативы, которая может называться «Достижение целей устойчивого развития в пострадавших от чернобыльской катастрофы регионах посредством партнерских отношений, инноваций и инвестиций».

Восьмого декабря 2016 года на пленарном заседании Генеральная Ассамблея ООН приняла резолюцию «Долгосрочные последствия чернобыльской катастрофы», определяющую необходимость продолжения Чернобыльского сотрудничества в ближайшие годы.

Документ призывает государства-члены и учреждения системы ООН к развитию международного Чернобыльского взаимодействия. Важным элементом резолюции является провозглашение 26 апреля Международным днем памяти о Чернобыльской катастрофе. В соответствии с этой резолюцией МАГАТЭ приняло решение о продлении Регионального Чернобыльского проекта на 2018–2022 гг.

Литература

1. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / Под ред. Ю.А. Израэля и И.М. Богдевича. Москва-Минск: Фонд «Инфосфера»-НИА-Природа, 2009. 140 с.
2. Ильин Л.А. Реалии и мифы Чернобыля. М.: Alara Limited, 1994. 448 с.
3. Итоговый доклад о совещании по рассмотрению причин и последствий аварии в Чернобыле: Доклад Международной консультативной группы по ядерной безопасности. Вена, МАГАТЭ, 1988.
4. Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Материалы научной конференции 11–13 мая 1988 г., Киев. Киев: Здоровье, 1988.
5. Медицинские последствия Чернобыльской аварии и специальные программы здравоохранения. Женева, ВОЗ, 2006.
6. Международный консультативный комитет. Международный чернобыльский проект. Технический доклад «Оценка радиологических последствий и защитных мер». Вена: МАГАТЭ, 1992.

7. Научный комитет ООН по действию атомной радиации. Источники и эффекты ионизирующей радиации. Отчет за 2000 год с приложениями / Пер. с англ. под ред. Ю.С. Рябухина и С.П. Ярмоненко. М.: РАДЭКОН, 2001.

8. Оценка дозовой нагрузки на население и долгосрочных радиологических последствий в результате аварии на ЧАЭС / Л.А. Булдаков [и др.] // Ближайшие и отдаленные последствия радиационной аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. Л.А. Ильина и Л.А. Булдакова. М.: Министерство здравоохранения СССР, 1987. С. 5–17.

9. Прогноз медицинских последствий на ЧАЭС для населения РСФСР / П.В. Рамзаев [и др.] // Ближайшие и отдаленные последствия радиационной аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. Л.А. Ильина и Л.А. Булдакова. М.: Министерство здравоохранения СССР, 1987. С. 348–354.

10. Трахтенгерц Э.А., Шершаков В.М., Камаев Д.А. Компьютерная поддержка управления ликвидацией последствий радиационного воздействия. М.: СИНТЕГ, 2004. 460 с.

11. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. Вена, МАГАТЭ, 2006.

12. Alexakhin R.M. Countermeasures in agricultural production as an effective means of mitigating the radiological consequences of the Chernobyl accident // The Science of the Total Environment. 1993. V. 137. PP. 9–20.

13. Ehrhardt J., Shershakov V.M. Real-time on-line decision support systems (RODOS) for off-site emergency management following a nuclear accident. EUR 16533, 1996.

14. Environmental contamination, radiation doses and health consequences after the Chernobyl accident / Kelly G.N., Shershakov V.M. (Edrs) // Radiation Protection Dosimetry. Special Commemorative Issue. 1996. V. 64.

15. FORCON: Local decision support system for the provision of advice in agriculture – Methodology and experience in application / S. Fesenko [et al.] // Radiation Protection Dosimetry. 1996. V. 64. № 1/2. Pp. 157–164.

16. IAEA 1991. International Atomic Energy Agency. The International Chernobyl Project. Assessment of radiological consequences and evaluation of protective measures. Report by an International Advisory Committee. Vienna, IAEA, 1991. 640 p.

17. IAEA 2001. International Atomic Energy Agency. Present and future environmental impact of the Chernobyl accident. TECDOC-1240, Vienna, IAEA, 2001. 128 p.

18. IAEA 2006. International Atomic Energy Agency. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group «Environment» (EGE). Vienna, IAEA, 2006. 166 p.

19. ICRP 2007. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection ICRP. Publication 103. Annals ICRP 37(2–4). Amsterdam: Elsevier, 2007.

20. Kelly G.N., Ehrhardt J., Shershakov V.M. Decision Support for Off-Site Emergency Preparedness in Europe // Radiation Protection Dosimetry. 1996. V. 64. № 1-2. Pp. 129–142.

21. Reconstruction of External Dose to the Inhabitants Living in the Contaminated Territory of Russia by the Results of the Accident at the Chernobyl NPP / V.A. Pitkevich [et al.] // Health Physics. 1995. V. 30. № 1. Pp. 54–68.

22. Rural areas affected by the Chernobyl accident: Radiation exposure and remediation strategies / P. Jacob, S. Fesenko, I. Bogdevich [et al.] // The Science of the Total Environment. 2009. V. 408. № 1. Pp. 14–25.

23. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (1988 Report to the

**Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС:
биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий**

General Assembly, with Annexes); Annexes D and G. New York: United Nations, 1988.

24. Yatsalo B.I. Decision Support System for Risk Based Land Management and Rehabilitation of Radioactively Contaminated Territories: PRANA approach // International Journal of Emergency Managemen. 2007. V. 4. № 3. Pp. 504–523.

Издатель – Российская академия наук

Публикуется в авторской редакции

Издается по решению Научно-издательского совета
Российской академии наук (НИСО РАН)
и распространяется бесплатно

Оригинал–макет подготовлен в ООО «Амирит»

Подписано в печать 23.05.2018 г.

Формат 70×100 1/16. Гарнитура Times New Roman. Бумага офсетная.

Усл. печ. л. 16,15. Тираж 300 экз. Заказ № 00/00018.

Отпечатано в соответствии с предоставленными материалами
в ООО «Амирит», 410004, г. Саратов, ул. Чернышевского, 88.

Тел.: 8-800-700-86-33 | (845-2) 24-86-33

E-mail: zakaz@amirit.ru

Сайт: amirit.ru