

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

Труды ФГБНУ ВНИИРАЭ

Выпуск 4

Радиоэкологические последствия аварии
на Чернобыльской атомной электростанции:
научные результаты и
практические итоги реабилитации
(к 35-ой годовщине аварии)

Под редакцией Н.И. Санжаровой, О.А. Шубиной

Обнинск
2021

УДК 504.5:621.039.586
ББК 51.265:18
Р 15

Редакционная коллегия:

Н.И. Санжарова, *чл.-корр. РАН, проф., д.б.н.* (науч. ред.);
О.А. Шубина, *к.б.н.* (отв. ред.); **Е.В. Гордиенко**

Р 15 **Радиоэкологические последствия аварии на чернобыльской атомной электростанции: научные результаты и практические итоги реабилитации (к 35-ой годовщине аварии): Труды ФГБНУ ВНИИРАЭ. Выпуск 4 / Под ред. Н.И. Санжаровой, О.А. Шубиной. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2021.– 130 с.: ил.**

ISBN 978-5-903386-48-2

В сборнике представлены результаты научных исследований и практических мероприятий в зоне аварии на ЧАЭС за 35-летний период. Проанализирована динамика изменения радиоэкологической ситуации на территориях с различными уровнями и характеристиками радиоактивных выпадений. Представлена информация о системе реагирования в АПК, применении моделей и СППР для прогнозирования последствий аварии. Оценена эффективность защитных и реабилитационных мер в сельском и лесном хозяйстве. Обобщены результаты научных исследований по радиационному воздействию на природные и аграрные экосистемы, а также миграции радионуклидов в различных ландшафтно-экологических условиях. Отмечена роль международного сотрудничества в смягчении последствий аварии. Представлены данные о вкладе коллектива ВНИИРАЭ в ликвидацию последствий аварии.

Для специалистов в области радиоэкологии и радиобиологии, руководителей и специалистов АПК, преподавателей и студентов высших учебных заведений.

Рекомендовано к изданию решением Ученого совета ФГБНУ ВНИИРАЭ от 17.12.2021 г.

УДК 504.5:621.039.586
ББК 51.265:18

ISBN 978-5-903386-48-2

© ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2021
© Коллектив авторов, 2021

Содержание

<i>Карпенко Е.И.</i> Предисловие	5
К 35-ОЙ ГОДОВЩИНЕ АВАРИИ НА ЧАЭС	6
<i>Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Кашпаров В.А., Цыбулько Н.Н., Ратников А.Н.</i> Радиационная обстановка в зоне аварии на Чернобыльской АЭС и динамика ее изменения за 35 лет	7
<i>Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Шубина О.А., Гордиенко Е.В.</i> Система реагирования в агропромышленном комплексе после аварии на Чернобыльской АЭС и современные проблемы ее совершенствования	17
<i>Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Прудников П.В., Ратников А.Н., Панов А.В., Исамов Н.Н., Кузнецов В.К., Шубина О.А., Цыгвинцев П.Н., Грудина Н.В., Саруханов В.Я.</i> Эффективность защитных и реабилитационные мероприятий в сельском хозяйстве Российской Федерации в различные периоды после аварии на Чернобыльской АЭС	23
<i>Фесенко С.В., Исамов Н.Н., Прудников П.В., Емлютина Е.С.</i> Нормативное регулирование содержания ¹³⁷ Cs в кормах сельскохозяйственных животных: методические подходы и современные проблемы	39
<i>Мартынюк А.А., Родин С.А., Раздайковин А.Н., Радин А.И., Ромашкин Д.Ю.</i> Радиационная обстановка на землях лесного фонда Российской Федерации после аварии на Чернобыльской АЭС: современное состояние и перспективы реабилитации	50
<i>Гераськин С.А., Фесенко С.В., Волкова П.Ю., Исамов Н.Н.</i> Радиационное воздействие на аграрные и природные экосистемы в зоне воздействия выбросов Чернобыльской АЭС: биологические эффекты	59
<i>Анисимов В.С., Кузнецов В.К., Санжаров А.И.</i> Динамика перераспределения радионуклидов чернобыльских выпадений в почвенном профиле в различных ландшафтно-экологических условиях	78
<i>Спиридонов С.И.</i> Применение радиоэкологических моделей и СППР для прогнозирования последствий аварии на ЧАЭС и выработки стратегий реабилитации	91
<i>Шубина О.А., Титов И.Е., Кречетников В.В., Курбаков Д.Н., Кузнецов В.К., Кречетникова Е.О.</i> Реабилитация и хозяйственное освоение территорий с высокими уровнями радиоактивного загрязнения	98
<i>Фесенко С.В., Гордиенко Е.В.</i> Развитие международного сотрудничества после аварии на Чернобыльской АЭС	104
<i>Санжарова С.И., Ратников А.Н., Шубина О.А., Гордиенко Е.В.</i> Авария на Чернобыльской АЭС и ее роль в истории ВНИИРАЭ	109

ПАМЯТНЫЕ СТРАНИЦЫ116

К 85-летию академика Рудольфа Михайловича Алексахина 116

Памяти Виктора Алексеевича Бударкова 119

Памяти Израиля Мотелевича Расина 121

КОНФЕРЕНЦИИ, СОВЕЩАНИЯ, СЕМИНАРЫ

Санжарова С.И., Гордиенко Е.В.

К 35-й годовщине аварии на ЧАЭС: итоги Международной научно-практической конференции 122

Санжарова Н.И.

Круглый стол по теме «35 лет аварии на Чернобыльской АЭС» на Международном салоне «Комплексная безопасность-2021» 124

Виноградова А.О.

IV Международная молодежная конференция «Современные проблемы радиобиологии, радиоэкологии и агроэкологии» 126

Гордиенко Е.В.

О заседании секция № 12 «Экологические проблемы радиобиологии» в рамках VIII Съезда по радиационным исследованиям 129

Предисловие

В 2021 году исполнилось 35 лет аварии на Чернобыльской АЭС, которая вошла в историю мировой ядерной энергетики как первая авария, потребовавшая применения масштабных мер по защите населения и многолетних усилий по восстановлению жизнедеятельности на радиоактивно загрязненных территориях. Аварии на ЧАЭС оказала влияние не только на дальнейшее развитие мировой ядерной энергетики, но и привела к пересмотру международных и национальных подходов к мерам по защите населения; определила необходимость разработки новых методов оценки и прогнозирования радиоэкологических последствий, а также оптимизации систем реабилитационных и защитных мероприятий для различных периодов после аварийных выбросов.

Масштабы аварии потребовали от органов управления оперативного реагирования и привлечения сил и средств различных министерств и ведомств, которые организовали и провели огромные объемы работ по ликвидации последствий аварии. В результате реализации национальных программ, а также программ международного сотрудничества выполнен большой объем мероприятий, позволивших существенно смягчить последствия аварии на пострадавших территориях Беларуси, России и Украины. На настоящем этапе важно не потерять накопленный опыт, проанализировать результаты и учесть уроки, которые были получены за 35 лет проведения поставочных мероприятий.

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии с первых дней после аварии был определен головной организацией по оценке радиационной ситуации и разработке научно-обоснованных рекомендаций в АПК. Подготовка института к реагированию в условиях ядерного конфликта обеспечила высокопрофессиональную работу коллектива на всех этапах ликвидации аварии, особенно в первый наиболее острый период. Институт оказался единственной организацией сельскохозяйственного профиля, которая имела необходимое техническое обеспечение, аппаратуру, оснащенные специальными

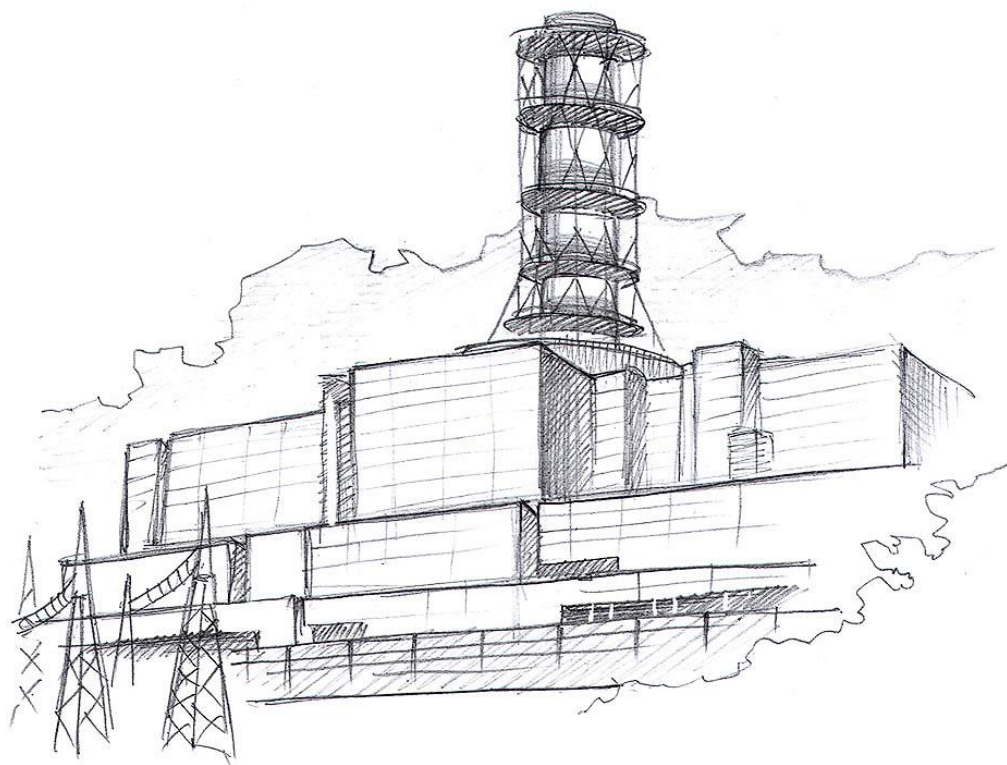
инженерными коммуникациями лабораторные помещения для работы с высокоактивными материалами, а главное – профессиональные кадры.

14 мая 1986 года были созданы Комиссии научных экспертов для оказания помощи местным органам управления в принятии экстренных мер в АПК, которые возглавили ведущие специалисты института: Н.А. Корнеев (Госагропром СССР), И.Я. Панченко (Госагропром УССР), Р.М. Алексахин (Госагропром БССР). Институт являлся исполнителем всех государственных программ и программ Союзного государства по ликвидации последствий аварии. Для различных поставочных периодов разработаны системы реабилитации сельскохозяйственных территорий (А.П. Поваляев, Е.В. Юдинцева, А.Н. Ратников, С.К. Фирсакова, В.П. Юланов, Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко, А.Н. Сироткин, Н.Н. Исамов (ст.), Т.Л. Жигарева, А.С. Филипас, А.В. Панов, Н.Н. Исамов (мл), О.А. Шубина и др.). 108 сотрудников института являются ликвидаторами аварии на ЧАЭС, 23 награждены орденами и медалями. Р.М. Алексахин, А.Н. Ратников, Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко в составе коллектива авторов удостоены Государственной премии Российской Федерации в области науки и техники за «Создание научных основ ведения агропромышленного производства и внедрение системы защитных и реабилитационных мероприятий в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции».

Опыт аварии на Чернобыльской АЭС убедительно показал важную роль научных разработок при внедрении технологий реабилитации для обеспечения безопасности населения, снижения экологического и экономического ущерба. Одним из уроков аварии является положение о необходимости готовности науки, государства и общества к подобным вызовам, что особенно актуально на современном этапе обострения мировых экологических и социально-экономических проблем.

*доктор биологических наук
директор ФГБНУ ВНИИРАЭ
Е.И. Карпенко*

К 35-ОЙ ГОДОВЩИНЕ АВАРИИ НА ЧАЭС



Радиационная обстановка в зоне аварии на Чернобыльской АЭС и динамика ее изменения за 35 лет

Фесенко С.В.¹, Санжарова Н.И.¹, Кашпаров В.А.², Цыбулько Н.Н.³, Ратников А.Н.¹

1 – ФГБНУ «ВНИИ радиологии и агроэкологии», Российская Федерация

2 – Украинский НИИ сельскохозяйственной радиологии, Украина

3 – РУП «Институт почвоведения и агрохимии», Республика Беларусь

Представлена информация о масштабах загрязнения территорий Беларуси, России и Украины после аварии на ЧАЭС и в настоящее время. Дана оценка загрязнения сельскохозяйственных земель и отмечена стабилизация современной радиационной ситуации в сельском хозяйстве. Установлено, что основным фактором уменьшения площади загрязненных земель является радиоактивный распад. Современная оценка ситуации и прогнозные расчеты показывают возможность возвращения территорий к нормальной жизнедеятельности и ведению производства без ограничения по радиологическим критериям. Только в зонах с наиболее высокими уровнями загрязнения сохраняются проблемы с возвращением в хозяйственное использование.

Авария на Чернобыльской АЭС, радиационная обстановка, сельскохозяйственные земли, уровни загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr , ведение сельскохозяйственного производства, прогнозные оценки

Авария на Чернобыльской атомной электростанции 26 апреля 1986 г. признана одной из наиболее тяжелых радиационных аварий за всю историю развития ядерной энергетики. Радиоактивные выпадения были зарегистрированы не только на территории СССР, но и в европейских странах (Финляндия, Польша, Германия, Италия, Великобритания и др.) [1]. На территории наиболее пострадавших стран Беларуси, России и Украины площади с плотностью загрязнения ^{137}Cs выше 37 кБк·м⁻² составили около 150 000 км². Высокие уровни загрязнения определили необходимость эвакуации населения из населенных пунктов, расположенных в Беларуси на площади 6,2 тыс. км², в России – 0,193 тыс. км², в Украине – 4,2 тыс. км², включая 2,0 тыс. км² за пределами 30-км зоны отчуждения ЧАЭС, а также прекращения или в значительной степени ограничения традиционной хозяйственной деятельности [2]. Согласно нормативно-правовым документам в 1986–1991 годах были исключены из использования в Белоруссии 264 000 га, России – 17 100 га и Украине – 158 300 га сельскохозяйственных угодий [3–5]. В Белоруссии из сельскохозяйственного использования было выведено 176 250 га за пределами территории, имеющей статус государственного радиационно-экологического заповедника. В Украине за пределами зоны отчуждения (30-

километровой зоны) – 101 300 га сельскохозяйственных угодий. В Белоруссии эти земли относятся к зонам эвакуации (отчуждения), первоочередного отселения; в Украине – к зоне безусловного (обязательного) отселения (2-я зона). В России были выведены из землепользования сельскохозяйственные земли при плотности загрязнения ^{137}Cs выше 1480 кБк·м⁻², которые в основном относились к зонам отчуждения и отселения [6].

Территории Беларуси, России и Украины, подвергшиеся загрязнению, относятся к территориям интенсивного ведения сельскохозяйственного производства (табл. 1). Длительная опасность загрязнения сельскохозяйственных территорий (десятки лет и более) связана с выпадением долгоживущих биологически активных радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs .

В Беларуси являются самыми пострадавшими от Чернобыльской катастрофы Гомельская, Могилевская и Брестская области. После аварии на загрязненной территории оказалось 3768 населенных пунктов, в которых проживало 2,2 млн человек. На территориях с высокими уровнями загрязнения были отселены 138 тыс. человек, из них 75 % – жители Гомельской области. Еще около 200 тыс. чел. Уехали самостоятельно. Прекратили существование 479 населенных пунктов. В период с 1986 по 2016 год из

загрязненных зон исключено 1485 населенных пунктов (или 40 %). Согласно действующему Перечню населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения [8], по состоянию на 2016 год в зонах загрязнения располагалось 2193 населенных пункта. На начало 2021 года в зонах радиоактивного загрязнения находилось

2166 населенных пунктов, где проживает более 1,1 млн. чел. По предварительным расчетам, общее количество населенных пунктов, входящих в зону радиоактивного загрязнения, к 2025 году уменьшится по сравнению с 2016 годом на 273 населенных пункта, к 2035 году – на 626.

Таблица 1

Загрязнение сельскохозяйственных земель на территории Беларуси, России и Украины [7]

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

По информации Департамента по ликвидации последствий катастрофы на ЧАЭС Министерства по чрезвычайным ситуациям РБ, с момента аварии площадь территории, загрязненной ^{137}Cs , уменьшилась в 1,8 раза, и на начало 2021 года составила 25,49 тыс. км² (12,3 % общей площади Беларуси). Прогноз

показывает, что к 2046 году к числу загрязненных областей Беларуси будут продолжать относиться Гомельская, Могилевская и Брестская области (рис. 1). Ожидается сокращение загрязненной территории в 2,4 раза по сравнению с 1986 годом (внутри изолинии 37 кБк·м⁻²).



Рисунок 1. Карта загрязнения территории Республики Беларусь ^{137}Cs по состоянию на 2046 год [6]

Общей тенденцией изменения радиационной обстановки является постепенное снижение плотности загрязнения. Основной фактор, обуславливающий снижение степени загрязнения, – естественный распад радионуклидов. Площадь загрязнения ^{90}Sr

сократилась почти в 1,9 раза – с 21,1 до 11,8 тыс. км² (с 10,0 до 5,3 %) [9].

В Беларуси загрязнению ^{137}Cs с плотностью выше 37 кБк·м⁻² (выше 1,0 Ки·км⁻²) подверглось 1866 тыс. га сельскохозяйственных земель (около 20 % их общей

площади). В результате из оборота выведено 265,4 тыс. га земель, в том числе – 84,1 тыс. га пахотных. Наблюдается существенное уменьшение площади используемых земель с плотностью загрязнения ^{137}Cs более

$37 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($1,0 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$) и ^{90}Sr более $5,55 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($0,15 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$), вследствие естественного распада радионуклидов в категорию незагрязненных перешло 654,6 тыс. га земель (рис. 2).

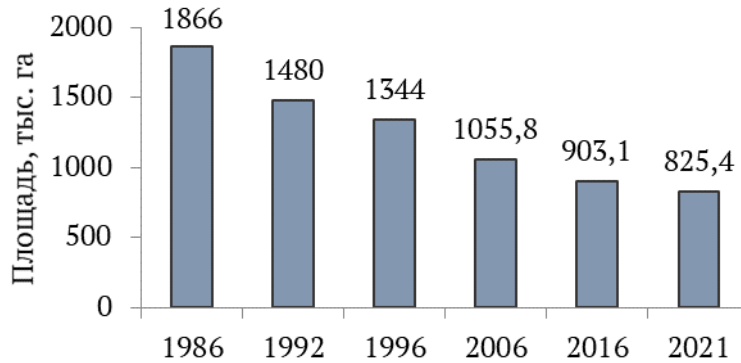


Рисунок 2. Динамика площадей сельскохозяйственных земель, с плотностью загрязнения по загрязненным ^{137}Cs свыше $37 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$

По состоянию на 01.01.2021 г. сельскохозяйственное производство ведется на 825,42 тыс. га земель, загрязненных ^{137}Cs с плотностью от 37 до $1480 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ (от 1 до $40 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$), в том числе 556,60 тыс. га пахотных и 268,81 тыс. га кормовых угодий. По уровню загрязнения преобладают земли с плотностью 37– $185 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($1,0\text{--}5,0 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$), которые занимают 665,52 тыс. га (80,6 % от общей площади), в т. ч. 449,05 тыс. га пахотные и 216,47 тыс. га – кормовые угодья. Площади сельскохозяйственных земель с плотностью загрязнения от 185 до $555 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($5,0\text{--}15 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$) составляют 144,86 тыс. га или 17,6 % от общего их количества. Они сосредоточены в основном на пашне – 97,81 тыс.

га. Также в республике ведется сельскохозяйственное производство на 14,99 тыс. га земель с высокой плотностью загрязнения ^{137}Cs – от 555 до $1480 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ (от 15 до $40 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$).

Загрязнение земель ^{90}Sr ($5,55 \text{ кБк}/\text{м}^2$ и выше) носит более локальный характер, по сравнению с ^{137}Cs . За период с 1996 по 2021 год общая площадь таких земель сократилась с 555,1 до 279,0 тыс. га или на 276,1 тыс. га. Уменьшение их происходит в основном благодаря процессам естественного распада ^{90}Sr в почве. Ежегодно площадь сельскохозяйственных земель с плотностью загрязнения сокращается в среднем на 15–16 тыс. га (рис. 3).

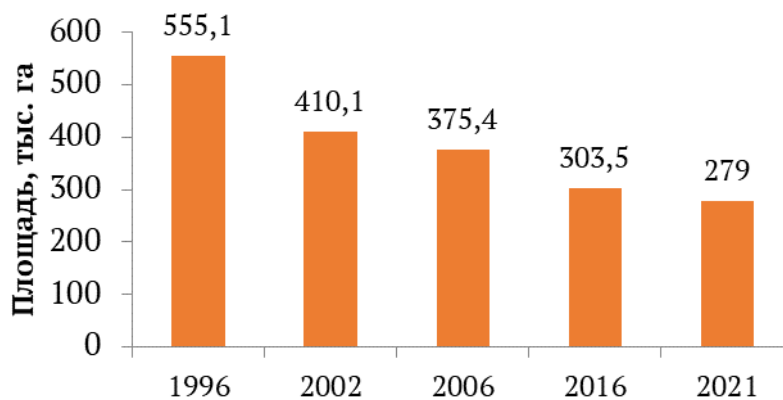


Рисунок 3. Динамика площадей сельскохозяйственных земель Республики Беларусь, загрязненных ^{90}Sr с плотностью свыше $5,55 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$

По состоянию на 01.01.2021 г. сельскохозяйственное производство ведется на 278,99 тыс. га с плотностью по ^{90}Sr более $5,55 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, в том числе 181,92 тыс. га пахотных и 97,06 тыс. га луговых земель. По уровню загрязнения преобладают земли с плотностью $5,55\text{--}11,10 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, занимающие 173,25 тыс. га (62,1 % от общей площади). В республике, прежде всего в Гомельской области, имеются значительные массивы земель (105,74 тыс. га), загрязненных ^{90}Sr с плотностью от 11,47 до $111,00 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($0,31\text{--}3,00 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$), где наблюдаются превышения допустимых уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции, в первую очередь зерна на продовольственные цели.

В Российской Федерации загрязненные территории были зарегистрированы в 21 административном субъекте. На территории с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше $37 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ было расположено 4540 населенных пунктов (НП), где проживало более 3,3 млн человек [10]. На территориях с плотностью загрязнения более $555 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ насчитывалось 640 НП с населением около 230 тыс. человек. К 2006 г. в 4413 загрязненных НП числилось 1617,8 тыс. чел., в том числе в Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областях – 1225,1 тыс. чел. [11]. Официальный перечень, утвержденный в 2015 году, включает 3854 населенных пункта в 14 субъектах Российской Федерации, находящихся в границах зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС (табл. 2).

Таблица 2

Перечень населенных пунктов, находящихся в границах зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС [12]

Субъект Российской Федерации	Всего населенных пунктов	Зона проживания с льготным социально-экономическим статусом	Зона с правом на отселение	Зона отселения	Зона отчуждения
Белгородская область	78	78	–	–	–
Брянская область	748	528	191	25	4
Воронежская область	74	74	–	–	–
Калужская область	300	286	14	–	–
Курская область	156	156	–	–	–
Ленинградская область	29	29	–	–	–
Липецкая область	69	69	–	–	–
Орловская область	843	842	1	–	–
Пензенская область	31	31	–	–	–
Рязанская область	285	285	–	–	–
Тамбовская область	6	6	–	–	–
Тульская область	1215	1188	27	–	–
Ульяновская область	5	5	–	–	–
Республика Мордовия	15	15	–	–	–
Итого:	3854	3592	233	25	4

По данным на начало 2020 года на территории с плотностью загрязнения по ^{137}Cs свыше 37 кБк·м⁻² расположено 1965 населенных пунктов, в том числе в Брянской области – 488, Калужской – 183, Орловской 326, Тульской – 798 [13]. По прогнозу к 2056 году число НП сократится до 984, а численность проживающих в них жителей – до 413,6 тыс. чел. Основная часть населения (более 95 %) будет проживать в зоне льготного социально-экономического статуса.

На территории Российской Федерации площадь загрязнения ^{137}Cs выше 37 кБк·м⁻² (по состоянию на 1986 год) составила около

65 тыс. км², в том числе с плотностью загрязнения ^{137}Cs 185–555 кБк·м⁻² – 5500 км², 555–1480 кБк·м⁻² – 2100 км², свыше 1480 кБк·м⁻² – 310 км². К 2016 году площадь загрязнения ^{137}Cs уменьшилась примерно в 3 раза и составила более 22,56 тыс. км², а к 2046 г. составит 12,53 тыс. км² (сокращение в 5,2 раза) (табл. 3). В 2020 году ни в одном населенном пункте за пределами зоны отчуждения не был превышен средний уровень загрязнения 1480 кБк·м⁻², а к 2180 году исчезнут все территории с уровнем загрязнения с плотностью загрязнения свыше 1 кБк·м⁻².

Таблица 3

Прогноз изменения площадей с различными уровнями загрязнения ^{137}Cs в Российской Федерации, га [6, 14]

Годы	Плотность загрязнения ^{137}Cs , кБк·м ⁻²				Всего
	37–185	185–555	555–1480	>1480	
1986	56260	5780	2070	580	64690
1996	48980	5330	1900	310	56520
2006	26260	3540	1280	40	31120
2016	18920	2780	850	–	22550
2026	15040	2700	625	–	18365
2036	12500	2340	190	–	15030
2046	10930	1500	100	–	12530

В результате аварии на ЧАЭС в зону с плотностью загрязнения ^{137}Cs более 37 кБк·м⁻² попало более 2,3 млн га сельскохозяйственных земель. Наиболее высокие уровни загрязнения зарегистрированы в Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областях (рис. 4). Сельскохозяйственное производство в этих областях велось на площади 6,69 млн. га, из которых около 2,30 млн. га имели уровни загрязнения ^{137}Cs свыше 37 кБк·м⁻². Доля земель с плотностью загрязнения от 37 до 185 кБк·м⁻² составляла 79,2 %; от 185 до 555 кБк·м⁻² – 15,8 %; 555–1480 кБк·м⁻² – 4,3 % [6]. Максимальные плотности радиоактивных выпадений ^{137}Cs (свыше 1480 кБк·м⁻²) 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 ^{90}Sr было незначительным и не потребовало применения защитных мероприятий.

Через 35 лет после аварии на ЧАЭС радиационная обстановка существенно улучшилась. В 1992–2015 гг. в Российской Федерации был реализован комплекс федеральных программ по защите населения и реабилитации территорий, подвергшихся радиационному воздействию вследствие радиационных аварий и катастроф, что позволило снизить негативные последствия для населения и окружающей среды. В агропромышленном секторе Минсельхозу России в значительной мере удалось нормализовать радиационную обстановку на большинстве радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных территорий путем проведения комплекса защитных и реабилитационных мероприятий на землях сельхозназначения.

Следует отметить, что основным фактором уменьшения площади загрязненных земель является радиоактивный распад. В 4-х наиболее загрязненных ^{137}Cs областях Российской Федерации в результате радиоактивного распада сократились площади

отнесенных к зонам загрязнения земель сельскохозяйственного назначения и составляют 36–50 % (по сравнению с 1987 г.). При этом основная часть из них имеет плотность загрязнения ^{137}Cs ниже $185 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$ – 67,9 % в Брянской области; 96,3 – в Калужской; 98,0 –

в Орловской и 99,8 % в Тульской области (табл. 4). Площадь угодий, находящихся в зоне отчуждения в Брянской области (плотность загрязнения ^{137}Cs свыше $1480 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$), сократилась и составляет 1,6 тыс. га.

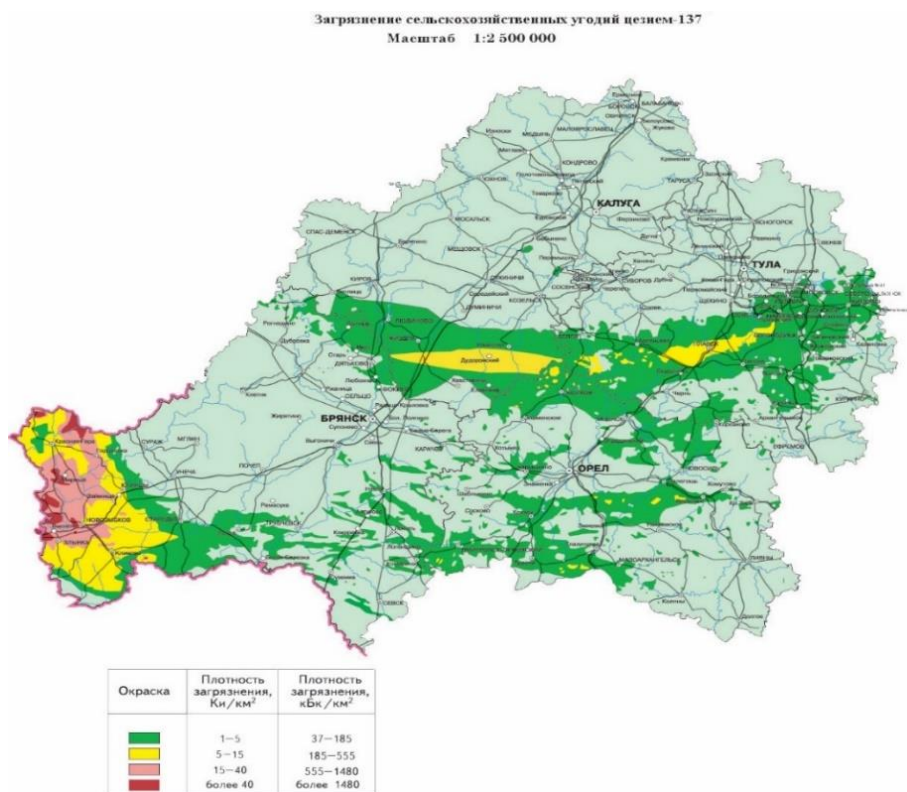


Рисунок 4. Карта-схема загрязнения ^{137}Cs Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областей Российской Федерации (2007 г.)

Самостоятельную проблему представляет возвращение в хозяйственное использование временно выведенных из оборота сельскохозяйственных земель, так как при ее решении должны учитываться как радиологические факторы, так и социально-экономическая целесообразность проведения реабилитационных работ. В наиболее загрязненных районах Брянской области наличие отчужденных земель с высокими уровнями загрязнения продолжает влиять на радиационную обстановку и определяет необходимость выработки и реализации комплекса мер по обеспечению защиты населения.

Для определения возможности дальнейшего использования загрязненных территорий, на которых ведение сельскохозяйственного производства допустимо без ограничения по радиологическому фактору, необхо-

димо оценить в течение какого срока уровни плотности загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий станет ниже $37 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($1 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$). Прогноз показывает, что для сельскохозяйственных предприятий в загрязненных районах Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей снижение плотности загрязнения угодий до уровня менее $37 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$ будет достигнуто к 2050 г. в 42 % из них, к 2100 г. – в 88 % и к 2150 г. – в 99 %. В Красногорском районе Брянской области снижение плотности загрязнения ^{137}Cs участков сенокосов и пастбищ до уровня менее $37 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$ произойдет лишь к 2180 г. Прогнозные оценки позволяют выделить существующие проблемы и корректировать общую стратегию реабилитации сельскохозяйственных территорий в отдаленный период после аварии на ЧАЭС.

Таблица 4

Динамика площадей сельскохозяйственных земель, загрязненных ^{137}Cs , по зонам радиоактивного загрязнения, га [13]

Область	Год	Плотность загрязнения почв ^{137}Cs , $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$				Всего
		37–185	185–555	555–1480	>1480	
Брянская	1987	401 400	186 600	97 600	17 106	702 706
	2007	260 400	125 400	30 900	5 450	422 150
	2015	235 200	110 600	27 900	4 600	378 300
	2019	238 931	91 630	19 836	1 614	352 011
Калужская	1987	111 700	33 100	700	–	145 500
	2007	107 531	12 599	–	–	120 133
	2015	93 733	5 397	–	–	99 130
	2019	92 416	3 532	–	–	95 948
Орловская	1987	652 086	16 668	–	–	668 754
	2007	414 660	7 362	–	–	422 022
	2015	286 367	4 944	–	–	291 311
	2019	238 330	4 785	–	–	243 115
Тульская	1987	653 000	125 700	–	–	778 700
	2007	502 100	55 000	–	–	557 100
	2015	488 050	24 910	–	–	512 960
	2019	371 900	800	–	–	372 700

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

По состоянию на 1986 год 42,8 тыс. км^2 территории Украины были загрязнены ^{137}Cs выше $40 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$. После уточнения радиационной обстановки на территории Украины к зоне радиоактивного загрязнения было отнесено 53 тыс. км^2 , где было расположено

2218 поселков и городов с населением около 2,4 млн человек [15]. Особенностью загрязнения территории Украины является наличие 30-км зоны вокруг ЧАЭС, в пределах которой характерны высокие уровни загрязнения ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$.

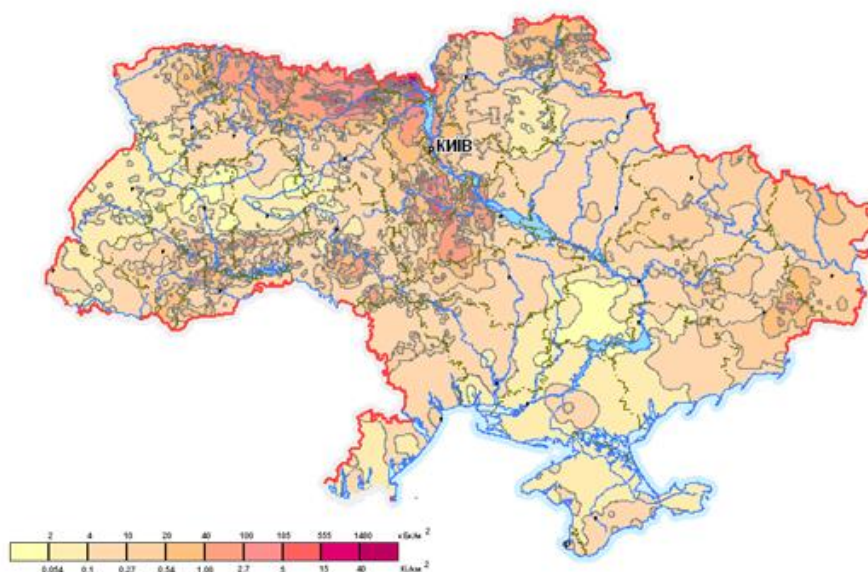


Рисунок 5. Плотность загрязнения территории Украины ^{137}Cs по состоянию на 1986 г. [16]

После аварии почти на 75 % территории Украины (в 10 областях почти 100 %) уровни загрязнения ^{137}Cs более чем вдвое превышали доаварийные (фоновые уровни глобальных выпадений). Наибольшему по масштабам (около 100 %) и уровню (свыше 1 МБк·м⁻²) загрязнению подверглись Киевская и Житомирская области, а также Ровенская, Черкасская и Черниговская области. Масштабы загрязнения территории Украины ^{90}Sr , изотопами Pu, ^{241}Am по сравнению с ^{137}Cs существенно меньше [16]. Через 20 лет после аварии вдвое увеличилась площадь территории Украины, где уровни загрязнения ^{137}Cs сопоставимы с доаварийными, и более чем в 2 раза сократилась площадь территории, где загрязнение ^{90}Sr превышало доаварийный. Активность ^{241}Am постепенно возрастает за счет распада ^{241}Pu .

В зоне отчуждения (2,12 тыс. км² в Киевской и Житомирской областях) в 1986 г. была осуществлена эвакуация населения из 76 населенных пунктов. Поселенческая сеть Чернобыльского района практически уничтожена, а сам район исчез с карты Украины. В 90-е годы в зоне безусловного

(обязательного) отселения (2,00 тыс. км², 92 селения) было выселено в Киевской области – 17, в Житомирской – 19 населенных пунктов. В зоне гарантированного добровольного отселения (22,62 тыс. км² на Западном, Восточном и Южном следах загрязнения) было расположено 835 населенных пунктов, уменьшение численности населения в которых обусловлено миграцией. В зоне усиленного радиоэкологического контроля площадью 26,71 км² расположено 1290 населенных пунктов, численность населения также сократилась в результате демографического кризиса.

Общее количество населения, проживающего в зонах радиоактивного загрязнения 12-ти областей Украины на 01.01.2007 г. составляло 2,15 млн чел., включая 460 тыс. детей до 18 лет) (табл. 5) [17]. По состоянию на 2007 год численность населения с дозами, превышающими 1 мЗв·год, составляет 137 тысяч человек, проживающих в 42 НП. Наиболее высокие значения паспортных доз (свыше 2 мЗв·год) отмечены в 13 НП Ровенской области.

Таблица 5

Распределение населенных пунктов по зонам радиоактивного загрязнения

Область	1-я зона Зона отселения в 1986 г.	2-я зона ($^{137}\text{Cs} > 555$ кБк·м ⁻²)	3-я зона ($185 < ^{137}\text{Cs}$ <555 кБк·м ⁻²)	4-я зона ($37 < ^{137}\text{Cs} < 185$ кБк·м ⁻²)	Всего
Винницкая		0	0	89	89
Волынская		0	166	0	166
Житомирская	7	63	301	363	734
Ивано-Франковская		0	0	5	5
Киевская	69	20	33	438	560
Ровенская		1	273	65	339
Сумская		0	2	9	11
Тернопольская		0	0	10	10
Хмельницкая		0	0	9	9
Черкасская		0	4	99	103
Черновицкая		2	61	190	253
Черниговская		0	1	13	14
<i>Всего по Украине</i>	76	86	841	1290	2293

После аварии на территории Украины было загрязнено около 5 млн га сельскохозяйственных угодий. В этих регионах проживало более 3 млн чел. Постепенно

происходит процесс самоочищения почв, который в первую очередь связан с радиоактивным распадом радионуклидов. Темпы сокращения площадей, загрязненных выше 37

кБк·м⁻² (1 Ки·км⁻²) довольно существенно различаются между странами. На Украине к 2006 году площадь загрязнения в 4 из 12 областей не превышает 100 км², а сокращение за 20 лет загрязненной территории с плотностью, превышающей 40 кБк·м⁻², составила 1,7 раза. В отдаленной перспективе к 2046 году (2 периода полураспада ¹³⁷Cs) сокращение площадей по отношению к 1986 году составит 7 раз. Влияние миграционных процессов на вынос ¹³⁷Cs с загрязненных территорий и соответствующее сокращение загрязненной территории менее значимо по сравнению с радиоактивным распадом.

Загрязнение огромного количества сельскохозяйственных угодий Украины внесло коррективы в систему землепользования страны. В 1991 года был принят Закон Украины «О правовом режиме территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате Чернобыльской катастрофы» [18], 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.

Оценка современной ситуации и прогнозные расчеты показывают, что ситуация на загрязненных территориях Беларуси, России и Украины существенно улучшилась, и только в зонах с наиболее высокими уровнями загрязнения сохраняются проблемы с возвращением их к условиям нормальной жизнедеятельности. Следует отметить стабилизацию радиационной ситуации в сельском хозяйстве. Прогнозные оценки позволяют выделить существующие проблемы и скорректировать общую стратегию реабилитации территорий в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС.

Список литературы

1. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии / Ю.А. Израэль [и др.]. Люксембург: Люксембургское бюро для офиц. изд. ЕС, 1998. 71 с.

2. Чернобыль. Пять трудных лет: сборник материалов. М.: ИздАТ, 1991. 381с.

3. О внесении изменений и дополнений в

Постановление Совета Министров Республики Беларусь от 22 октября 1992 г. № 641; Постановление Совета Министров Республики Беларусь от 02.12.1999 №1883.

4. О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС (с изменениями и дополнениями): Закон РФ от 15 мая 1991 г. № 1244-1.

5. 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-XII. Відомості Верховної Ради 1991. № 16. Ст.197.

6. 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.

7. 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). Vienna: IAEA, 2006. 166 pp.

8. Об утверждении перечня населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения, и признании утратившими силу некоторых постановлений Совета Министров Республики Беларусь: Постановление Совета Министров Республики Беларусь от 11.01.2016 г. № 9.

9. 35 лет после чернобыльской катастрофы: итоги и перспективы преодоления ее последствий: национальный доклад Республики Беларусь / Департамент по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС Министерства по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь. Минск: ИВЦ Минфина, 2020. 152 с.

10. Об утверждении перечня населенных пунктов, находящихся в границах зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: Постановление Правительства Российской Федерации от 18.12.1997 г. № 1582.

11. Об изменении перечня населенных пунктов, находящихся в границах зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: Постановление Правительства РФ от 07.04.2005 г. № 197.

12. Об утверждении перечня населенных пунктов, находящихся в границах зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на

Чернобыльской АЭС: Правительство Российской Федерации Постановление от 08.10.2015 г. № 1074.

13. Российский национальный доклад: 35 лет чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. 1986-2021 / Под общ. ред. Л.А. Большова. М.: Академ-Принт, 2021. 104 с.

14. Вакуловский С.М. Радиационная обстановка на территории России, пострадавшей от аварии на Чернобыльской АЭС // Чернобыль: экология, человек, здоровье: сборник материалов / Под общей редакцией Т.А. Марченко. М.: ИБРАЭ РАН, 2006. С. 33-37.

15. 20 лет Чернобыльской катастрофы. Взгляд в будущее: Национальный доклад Украины. Киев: Атика, 2006. 232 с.

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

17. Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення / За ред. В.І. Холоши. Київ: Вета, 2008. 54 с.

18. 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.

Система реагирования в агропромышленном комплексе после аварии на Чернобыльской АЭС и современные проблемы ее совершенствования

Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Шубина О.А., Гордиенко Е.В.

ФГБНУ ВНИИ радиологии и агроэкологии

Представлена ретроспектива мероприятий по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в сельском хозяйстве. Описаны экстренные меры, предприятие в первый период, и система мероприятий в промежуточный и восстановительный периоды. Выделены основные компоненты реагирования: организация системы управления; обеспечение научного сопровождения принимаемых решений; реализация защитных и реабилитационных мероприятий с учетом динамики радиационной обстановки и их эффективности. На основании Анализ опыта реагирования и ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС сформулирован ряд принципиальных положений, которые необходимо учитывать при создании современной системы реагирования в АПК.

Чернобыльская АЭС, авария, последствия, реагирование, сельское хозяйство, защитные мероприятия, эффективность

Радиационная авария на ЧАЭС с выбросом радиоактивных материалов за пределы промышленной площадки привела к формированию сложной радиационной обстановки и оказала влияние на различные отрасли экономики страны. Для ликвидации последствий аварии были привлечены силы и средства различных министерств и ведомств. Экстремальная ситуация после аварии требовала принятия экстренных мер, успех реализации которых зависел в значительной степени от наличия и готовности ведомственной системы реагирования.

Одной из важнейших составляющих организации работ по ликвидации аварии на ЧАЭС являлась координация и вертикальная система управления. В 10 часов утра 26 апреля была организована Правительственная комиссия по расследованию причин аварии во главе с заместителем председателя Совета Министров СССР Б.Е. Щербиной. В 20:30 вечера члены комиссии взяли на себя руководство, координацию и контроль работ, выполнявшихся организациями и учреждениями министерств и ведомств, воинских формирований, республиканских и местных органов. К осени 1986 г. Правительственная комиссия по расследованию причин аварии на Чернобыльской АЭС была преобразована в Правительственную комиссию по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, в которую вошли руководители Министерств

здравоохранения, сельского хозяйства, Гидрометеослужбы, республиканских органов управления [1].

29 апреля 1986 года к работе приступила Оперативная группа Политбюро ЦК КПСС, которую возглавил Председатель Совета Министров СССР Н.И. Рыжков. Одним из первых и очень важных решений Оперативной группы было создание 1 мая распоряжением Совета Министров СССР Правительственной комиссии по обеспечению медицинской помощи пострадавшему населению. Для эффективного управления всем комплексом работ на местах были сформированы республиканские и местные органы управления, республиканские комиссии, областные штабы, оперативные штабы министерств, ведомств и воинских формирований, оперативные группы Министерства обороны, гражданской обороны и химических войск.

Таким образом была создана вертикаль управления, которая обеспечила принятие решений различного уровня – от общегосударственного до местного.

Правительственная комиссия приняла чрезвычайно важные решения:

- остановить работу 1-ого и 2-ого блока ЧАЭС;
- провести работы по локализации на 4-ом блоке;
- провести экстренную эвакуацию жителей города Припяти и жителей из

населенных пунктов 30-километровой зоны.

Важным решением, принятым на правительственном уровне, явилось решение о необходимости научно-технической поддержки работ по реагированию и ликвидации последствий аварии. Учитывая новизну, долгосрочный и комплексный характер задач, возникавших при ликвидации последствий аварии, в 1986 году Совет Министров СССР принял решение о начале масштабных научных исследований последствий аварии и подготовке научно-обоснованных решений по защите населения и окружающей среды. 1 ноября 1986 года было принято Постановление Совета Министров СССР о развертывании в 1986–1990 гг. исследований в рамках Комплексной программы, включавшей 6 приоритетных научных направлений, среди которых, как самостоятельное, было выделено направление исследований в сельском хозяйстве. Руководство и координация исследований возлагались на Межведомственный координационный совет по научным проблемам Чернобыля при Президиуме Академии наук СССР под руководством академика А.П. Александрова. Также были созданы специальные рабочие группы и научно-исследовательские центры по отдельным проблемам. К работам были привлечены крупные советские ученые и организаторы науки, которые определили приоритетные задачи и сформировали несколько направлений исследований и научных школ для их решения.

Итоги реализации программы были рассмотрены в апреле 1990 года Верховным Советом СССР, который принял постановление «О единой программе ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС и ситуации, связанной с этой аварией».

За период 1986–2016 гг. было реализовано 11 государственных программ и 2 Программы Союзного Государства. 2019–2022 гг. реализуется Программа совместной деятельности по преодолению последствий Чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства на период до 2022 года.

Масштабы аварии потребовали привлечения сил и средств высших структур управления, а именно различных министерств и

ведомств, в том числе Государственного агропромышленного комитета СССР, на который была возложена задача ликвидации последствий аварии в сельском хозяйстве. Ликвидация последствий аварии в АПК являлась одним из основных элементов в общей системе реагирования, так как решала важнейшую проблему обеспечения населения продовольствием, а также восстановления привычного уклада жизни сельских жителей на огромной территории. Система реагирования в АПК включала различные компоненты, в том числе:

- организация системы управления;
- обеспечение научного сопровождения принимаемых решений;
- реализация защитных и реабилитационных мероприятий с учетом динамики радиационной обстановки и их эффективности.

Курировал чернобыльскую тематику заместитель председателя Госагропрома СССР Л.Н. Кузнецов. По решению Госагропрома СССР в мае 1986 года были созданы республиканские комиссии при Госагропрому БССР и УССР, а также оперативные штабы в Гомельской и Киевской областях. В Министерстве сельского хозяйства СССР работами по ликвидации последствий аварии руководило Главное управление научно-исследовательских и экспериментально-производственных учреждений (ГУНИиЭПУ), возглавляемое М.А. Худяковым, а затем Ф.П. Курченко. С 1990 г. эти обязанности были возложены на Главное управление по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС и чрезвычайным ситуациям Минсельхозпрода РФ (начальник Главка В.А. Светов), а затем на Департамент по ликвидации последствий радиационных аварий, чрезвычайным ситуациям, гражданской обороне и охране природы (начальник Департамента Н.В. Гончарик) [2]. Экстремальная ситуация после аварии требовала принятия экстренных мер, успех реализации которых зависел в значительной степени от наличия и готовности ведомственной системы реагирования. Комплекс предаварийной подготовки должен включать: разработку системы управления в аварийной ситуации; подготовку персонала и технических измерительных средств;

наличие рекомендаций по видам и объемам контрмер; наличие необходимых финансовых, материальных, транспортных и др. ресурсов.

Проблема научного и кадрового обеспечения работ по ликвидации последствий в значительной степени была решена благодаря привлечению научных организаций, которые в 70-80-е годы прошлого столетия проводили работы по следующим направлениям: оценка последствий возможного ядерного конфликта; проблемы сельскохозяйственных территорий, загрязненных в результате радиационных аварий (в частности, на НПО «Маяк»); использование достижений атомной техники в сельском хозяйстве. К ликвидации последствий аварии были привлечены различные учреждения и организации. Функции головной организации по координации работ, оценке радиационной ситуации и разработке научно-обоснованных рекомендаций были возложены на Всесоюзный НИИ сельскохозяйственной радиологии (в настоящее время Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии – ВНИИРАЭ) [2].

30 апреля 1986 г. Госагропром СССР направил первую группу специалистов ВНИИРАЭ «для радиологического контроля за состоянием сельхозугодий и объектов Украинской и Белорусской ССР, прилегающих к Чернобыльской АЭС, и подготовки оперативных решений по вопросам ведения сельскохозяйственного производства». Всего за 1986 год было командировано 15 групп специалистов ВНИИРАЭ для оценки обстановки и разработки предложений по ведению сельскохозяйственного производства.

На основании экспертной оценки радиационной ситуации были приняты следующие экстренные меры:

- из 200 населенных пунктов с плотностью загрязнения более 555 кБк м^{-2} было эвакуировано 8813 голов крупного рогатого скота и более 15 тыс. мелкого рогатого скота, овец и свиней; всего эвакуировано более 50000 голов крупного рогатого скота, 13000 свиней, 3300 овец и 700 лошадей [3];

- на части территории введен запрет на потребление молока из частного сектора;

- организовано снабжение жителей

более «чистыми» продуктами питания, производимыми в общественном секторе либо завозимыми из «чистых» районов.

Сложившаяся ситуация ясно обозначила необходимость научного обоснования принимаемых решений. Приказом № 211 Госагропрома СССР от 14 мая 1986 г. созданы комиссии научных экспертов для оказания научно-методической помощи местным органам власти по ведению сельского хозяйства на загрязненных территориях. К работе комиссий были привлечены ведущие специалисты ВНИИРАЭ: при Госагропроме СССР Н.А. Корнеев – председатель, А.П. Повалев, Б.Н. Анненков, А.В. Егоров; при Госагропроме УССР И.Я. Панченко – председатель, Е.В. Юдинцева, В.П. Юланов, В.М. Плещов; при Госагропроме БССР Р.М. Алексахин – председатель, Б.И. Шуховцев, Л.А. Мамонтова.

Для принятия управленческих решений требовалась корректная информация о радиационной ситуации на сельскохозяйственных территориях. На основании Приказа Госагропрома СССР № 210 от 14.05.1986 г. о проведении специального обследования сельскохозяйственных угодий с 20 мая по 15 июня 1986 г. первые картосхемы радиационной обстановки переданы в хозяйства в 12 областях. В 1986–1988 гг. было проведено детальное обследование и картирование уровней загрязнения сельскохозяйственных земель. Уже в 1987 году карты были переданы во все хозяйства Брянской, Тульской, Калужской и Орловской областей, что обеспечило административные органы информацией для организации сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях. Одним из важных результатов обследования и картирования сельскохозяйственных угодий явилось выделение в Брянской области сельскохозяйственных земель, которые получили статус «временно выведенные из землепользования». Общая площадь этих территорий в 1987 г. составила 17,3 тыс. га. Реализация зонального принципа ведения агропромышленного производства на территории, подвергшейся воздействию аварийных выбросов, привела к выделению 4-х 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) [4].

Сложность и комплексность стоящих перед сельским хозяйством задач потребовала принятия организационных мер:

1. Совершенствование структуры учреждений Минсельхоза:

– создание Центров химизации и сельскохозяйственной радиологии в Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областях (на базе проектно-изыскательских станций);

– создание областных и районных ветеринарных радиологических лабораторий.

2. Создание системы радиационного контроля на перерабатывающих предприятиях, в торговых центрах, на рынках.

3. Техническое оснащение радиологических подразделений агрохимической и ветеринарной служб современными средствами измерений.

Необходимость научной поддержки проводимых в АПК мероприятий определила создание специализированных научных учреждений: Приказ Председателя Госагропром СССР В.С. Мураховского от 03.06.1986 г. о создании филиалов ВНИИРАЭ (Украинского – в Киеве и Белорусского – в Гомеле). Коллективами УкрНИИСХР (директор Н.А. Лощилов, с 1994 г. – Б.С. Пристер) и БелНИИСХР (директор В.А. Киршин, с 1987 г. – С.К. Фирсакова).

Благодаря работе, проведенной научными организациями, оперативно были разработаны нормативные и методические документы по различным аспектам ликвидации аварии в АПК и защите сельского населения. 11 мая 1986 года разработаны первые рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства в Хойникском районе Гомельской области на пастбищный период. 13 июня 1986 года разработаны «Временные рекомендации по ведению агропромышленного производства в Белорусской ССР на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению» За 1986 год передано органам управления и специалистам более 70 рекомендаций, инструкций, памяток [5].

Первый период после аварии включал решение неотложных задач (эвакуация населения, ограничение хозяйственной деятельности и т.п.). Решение об ограничительных мероприятиях принималось на основании

предварительной оценки радиационной обстановки (мощность экспозиционной дозы гамма-излучения) и информации об уровнях загрязнения продукции [3]. Для прогнозирования и оценки ситуации использовался опыт предыдущих аварийных ситуаций, в частности ликвидации аварии на Южном Урале.

На втором (промежуточном) этапе главным являлось ограничение доз облучения населения и общее оздоровление ситуации в зоне аварии, что достигалось в результате оценки радиационной ситуации и выполнением реабилитационных мероприятий (агротехнические и агротехнические технологические приемы по снижению накопления радионуклидов в продукции растениеводства, ветеринарные контрмеры, зоотехнические меры и т.п.).

На третьем этапе в отдаленный период после аварии вопросы планирования реабилитационных мероприятий, в частности, определение приоритетов в их реализации, стали очень важными после аварии, поскольку решение задач оптимизации стратегий потребовали учета широкого спектра факторов. При реабилитации необходимо учитывать не только радиологические, но и экономические факторы. В отдаленный период после аварии был предложен адресный подход, т.е. применение реабилитационных мероприятий для отдельного сельскохозяйственного предприятия (или группы предприятий).

Опыт ликвидации аварии на ЧАЭС показал, что своевременность защитных мер и их результативность на ранней и промежуточной фазах радиационных аварий – одно из определяющих условий, обеспечивающих минимизацию последствий. С течением времени эффективность различных приемов снижается, а стоимость возрастает, что выдвигает на первый план вопрос их оптимизации [6]. Предложенный в отдаленный период после аварии адресный подход применения реабилитационных мероприятий предусматривает систему мер с учетом их радиологической и экономической эффективности [7].

Анализ опыта ликвидации последствий аварии на ЧАЭС убедительно показывает

возможность повышения эффективности системы реагирования в результате реализации защитных мероприятий в АПК в случае других аварий, связанных с выбросом радионуклидов в окружающую среду. Система аварийного реагирования должна иметь эффективную структуру управления для принятия оперативных решений и разработки своевременного комплекса защитных мер в сельском хозяйстве, как одном из ключевых компонентов обеспечения продовольственной безопасности населения, в случае различных сценариев аварийных ситуаций на ядерно-радиационном объекте.

Анализ опыта реагирования и ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС позволяет сформулировать ряд принципиальных положений, которые необходимо учитывать при формировании современной системы реагирования в АПК.

1. Сельское хозяйство является одним из наиболее уязвимых секторов экономики, т.к. масштабные и долговременные последствия аварии оказывают воздействие не только на обеспечение населения продовольствием, но и на развитие производства, инвестиционную привлекательность регионов, социально-демографические процессы на пострадавших территориях.

2. Для аварий, связанных с повреждением активной зоны реактора, важным фактором являются характеристики выпадений, в частности, наличие в них радиоактивные изотопы йода и цезия, которые определяют последствия аварии для сельского хозяйства. Эти радионуклиды должны контролироваться, в первую очередь, на всех этапах производства, переработки и перераспределения сельскохозяйственной продукции.

3. Время года, когда произошла авария, является критическим параметром, определяющим последствия радиационной аварии для сельского хозяйства.

4. При организации аварийного реагирования необходимо учитывать особенности почвенно-ландшафтных условий региона загрязнения, которые определяют интенсивность миграционных потоков радионуклидов и размеры накопления их в продукции.

5. В любой период аварийной ситуации первым этапом работ по обеспечению

радиационной безопасности должна быть оценка радиационной обстановки, которая определяет систему необходимых защитных и реабилитационных мероприятий в АПК. Крупномасштабное картирование радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных земель имеет исключительно важное значение для оценки последствий ядерной аварии и определения основных областей, требующих планирования реабилитации и восстановления.

6. Необходимо заранее подготовиться к реагированию АПК в ситуациях, которые требуют восстановления больших площадей. Готовность к реагированию включает планирование различных аварийных ситуаций, прогнозирование последствий; формирование необходимой структуры управления, подготовка необходимых ресурсов (человеческие, материальные, продовольственные), обеспечение новых технологий, подготовка рекомендации, подготовка информационных ресурсов и систем коммуникаций.

7. Стратегии восстановления должны разрабатываться в каждом конкретном случае и должны быть гибкими, чтобы обеспечить возможность адаптации к ситуации по мере ее развития. Своевременное применение защитных и реабилитационных мероприятий является одним из важных факторов их эффективности.

Список литературы

1. Российский национальный доклад: 30 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России 1986–2016 / Под общей редакцией В.А. Пучкова и Л.А. Большова. М.: Академ-Принт, 2016. 202 с.

2. Авария на Чернобыльской АЭС и проблемы реабилитации сельскохозяйственных территорий / Н.И. Санжарова [и др.] // История науки и техники / 2020. №7. С. 73–89.

3. 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). Vienna: IAEA, 2006. 166 pp.

4. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. академика РАМН Л.А. Ильина, В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.

5. 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: Издательская группа «Социальные науки», 2006. 1232 с.

6. Анализ стратегий применения защитных мероприятий в сельском хозяйстве после аварии на Чернобыльской АЭС / *С.В. Фесенко [и др.]* // Радиационная биология. Радиозэкология. 1998. Т. 38. Вып. 5. С. 721–736.

7. Концепция реабилитации загрязненных сельскохозяйственных угодий в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / *Р.М. Алексахин [и др.]* // Вестник РАСХН. 2003. № 3. С. 14–17.

Эффективность защитных и реабилитационных мероприятий в сельском хозяйстве Российской Федерации в различные периоды после аварии на Чернобыльской АЭС

Санжарова Н.И.¹, Фесенко С.В.¹, Прудников П.В.², Ратников А.Н.¹, Панов А.В.¹,
Исамов Н.Н.¹, Кузнецов В.К.¹, Шубина О.А.¹, Цыгвинцев П.Н.¹, Грудина Н.В.¹,
Саруханов В.Я.¹

1 – ФГБНУ ВНИИ радиологии и агроэкологии

2 – ФГБУ «Брянскагрохимрадиология»

Для смягчения последствий Чернобыльской аварии использовался широкий спектр защитных и реабилитационных мероприятий. В настоящей статье обобщена основная информация о применении контрмер в сельском хозяйстве за 35 лет после аварии. Проанализирована эффективность применения реабилитационных мероприятий и их влияние на обеспечение производства нормативной продукции и снижение доз облучения населения в различные периоды после аварии. Выделены наиболее важные аспекты и показана необходимость использования полученного опыта для разработки систем реагирования в сельском хозяйстве при возможных аварийных ситуациях.

Авария на Чернобыльской АЭС, сельскохозяйственное производство, сельскохозяйственная продукция, содержание ¹³⁷Cs, защитные и реабилитационные мероприятия в АПК, эффективность

Авария на Чернобыльской АЭС оказала негативное влияние на сельскохозяйственное производство, что связано с расположением станции в зоне интенсивного ведения сельского хозяйства трех наиболее пострадавших стран – Беларуси, России и Украины. Аварийный выброс включал экологически подвижные радионуклиды, в том числе изотопы радиоактивного йода, радиоактивного стронция и радиоактивного цезия. Наличие в выбросах ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs с достаточно длительными периодами полураспада (29,1 и 30,2 года, соответственно) определило долгосрочное воздействие на сельское хозяйство.

Характерной особенностью пострадавших районов является преобладание низкоплодородных песчаных и торфяных почв, характеризующихся высоким переходом радионуклидов по сельскохозяйственным цепочкам. Тяжесть последствий обусловлена также временем аварии – радиоактивные выпадения пришлись на начало пастбищного периода, когда скот был выгнан на пастбища, а незагрязненные запасы кормов, в качестве альтернативы зеленым кормам, практически отсутствовали.

Сельскохозяйственное производство в

Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областях велось на площади 6,69 млн. га, из которых около 2,3 млн. га имели уровни загрязнения ¹³⁷Cs свыше 37 кБк·м⁻². Максимальные плотности радиоактивных выпадений ¹³⁷Cs (свыше 1480 кБк·м⁻²) 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 [1]. Высокие плотности загрязнения определили необходимость прекращения или ограничения ведения сельскохозяйственного производства на значительной территории, т.к. в первый год после аварии в Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областях радиационная ситуация не позволяла получать продукцию, соответствующую ветеринарным и санитарно-гигиеническим требованиям [2].

Одним из наиболее эффективных мероприятий по защите населения, проживающего на загрязненных территориях, было ограничение поступления радионуклидов в организм с продуктами питания. С первых дней после аварии на ЧАЭС устанавливались временные допустимые уровни (ВДУ)

содержания радионуклидов в продуктах питания и пищевом сырье. Первые ВДУ были установлены 6 мая 1986 года для ограничения поступления йода-131 с пищевыми продуктами. Через 3 недели, когда опасность от короткоживущего йода-131 стала снижаться, были введены новые ВДУ, которые регламентировали содержание радионуклидов цезия (^{137}Cs , ^{134}Cs) в пищевых продуктах, питьевой воде и лекарственных травах. В дальнейшем ВДУ пересматривались по мере улучшения радиационной обстановки и снижения дозового предела облучения населения чернoбыльскими выпадениями [3]. Последовательное ужесточение нормативов продолжилось и после распада СССР. Опыт 1990-х годов показал, что форсированное снижение допустимых уровней загрязнения приводило к значительному увеличению затронутых ограничениями сельскохозяйственных площадей, а в некоторых случаях – к сокращению объемов сельхозпроизводства в наиболее загрязненных регионах.

Нормирование содержания радионуклидов в сельскохозяйственной и пищевой продукции, как основной элемент регулирования доз облучения населения

В первые недели после аварии на Чернобыльской АЭС основную проблему с точки зрения формирования доз облучения населения представлял ^{131}I . В конце апреля – начале мая 1986 г. молочный скот начал выпасаться на пастбищах, в загрязненных регионах были зарегистрированы пиковые значения суммарной активности загрязнения молока, обусловленные присутствием в нем ^{131}I . В последующие месяцы и годы наибольшую значимость стали представлять изотопы цезия ^{134}Cs и ^{137}Cs . Вклад изотопов стронция (^{89}Sr и ^{90}Sr) в суммарные дозы облучения населения на загрязненных радионуклидами территориях России был невелик.

После аварии на Чернобыльской АЭС в СССР были установлены временные допустимые уровни (ВДУ) содержания радионуклидов (^{131}I , ^{90}Sr , $^{134,137}\text{Cs}$) в основных группах пищевых продуктов [4]. ВДУ были установлены, в первую очередь, для контроля и

бракеража продукции с превышением допустимых уровней с последующей их переработкой (например, молоко на масло и т.д.) или утилизацией. По мере улучшения радиологической обстановки значения ВДУ для долгоживущих радиоизотопов цезия и стронция-90 регулярно пересматривались в сторону их снижения (табл. 1).

После распада СССР нормирование неаварийного содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах в ситуации существующего облучения осуществлялось спустя более 10 лет после чернoбыльской аварии в 1997–2001 годах национальными регулирующими органами Беларуси, России и Украины на основании близких методологических подходов (табл. 2). Однако, при определении допустимых уровней (ДУ) содержания радионуклидов в продуктах в разных странах были некоторые различия в подходах: перечне и числе видов и групп продукции; рационах питания населения; соотношения вклада в дозу разных продуктов и радионуклидов, возрастных групп населения.

Контрольные уровни содержания радионуклидов в кормах

Загрязнение кормов является критическим компонентом, определяющим возможность производства продукции животноводства, соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам. Контрольные уровни содержания радионуклидов в кормах, обеспечивающие получение продукции животноводства, соответствующие допустимым уровням на содержание $^{134,137}\text{Cs}$, ^{90}Sr в продуктах питания, определены в Инструкции, утвержденной в 1994 г. (КУ-94) [12] (табл. 3). КУ-94 регламентируют содержание ^{134}Cs , ^{137}Cs и ^{90}Sr в импортируемых и произведенных на территории России кормах и кормовых добавках для всех видов животных и птицы. Контроль за уровнями радиоактивного загрязнения кормов осуществляется в соответствии с действующими методическими указаниями Минсельхоза России. Использование кормов, содержащих радиоактивные вещества выше контрольных уровней, возможно только с разрешения органов государственной ветеринарной службы, в строгом соответствии с рекомендациями,

установленными этой службой. Запрещается вывоз кормов с содержанием радиоактивных веществ выше КУ за пределы территории, на которой он произведен.

Таблица 1

**Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в питьевой воде
и пищевых продуктах в СССР, Бк·кг⁻¹(л⁻¹) [4-8]**

Наименование продукта	Дата утверждения					
	06.05.86	30.05.86	15.12.87	06.10.88	22.01.91	21.07.93
Питьевая вода	3700	370	20	20	20	
Молоко	3700	370	370	370	370	370
Сгущенное молоко		18500	1110	1110	1110	600
Сухое молоко		3700	1850	1850	1850	***
Творог	37000	370	370	370	370	600
Сметана	18500	3700	370	370	370	370
Растительное масло		7400	370		185	370
Животные жиры			370		185	370
Сыр	74000	7400	370	370	370	370
Масло	74000	7400	1110	1110	370	370
Мясо, мясопродукты		3700	1850	1850	740	600
Говядина			2960	2960	740	600
Свинина, баранина			1850	1850	740	600
Домашняя птица		3700	1850	1850	740	600
Яйцо		1850	1850	1850	740	600
Рыба	37000	3700	1850		740	600
Овощи		3700	740	740	600	600
Листовые (столовые) овощи	37000	3700	740	740	600	600
Корнеплоды			740	740	600	600
Картофель		3700	740	740	600	600
Свежие фрукты, ягоды		3700	740	740	600	600
Сушеные фрукты, ягоды		3700	11100	1110	2900	600
Сок		3700	740			600
Варенье			740			600
Крупы		370	370	370	370	370
Хлеб, хлебопродукты		370	370	370	370	370
Сахар		1850	370	370	370	370
Грибы свежие		18500	1850		1480	600
Грибы сушеные			11100		7400	600
Дикорастущие ягоды			1850		1480	600
Овощные, фруктовые консервы			740	740	600	600
Мед			740	740	600	600
Лекарственные травы		18500			7400	
Детское питание			370	370	185	185

Таблица 2

Сравнение допустимых уровней содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в продуктах питания и питьевой воде в Беларуси, Российской Федерации, Украине [9-11]

Продукт	^{137}Cs , Бк·кг ⁻¹ , Бк·л ⁻¹			^{90}Sr , Бк·кг ⁻¹ , Бк·л ⁻¹		
	Беларусь	РФ*	Украина	Беларусь	РФ*	Украина
Зерно продовольственное, крупы	60	70	50	11	40	20
Хлеб и хлебобулочные изделия	40	40	20	3,7	20	5
Картофель	80	120	60	3,7	40	20
Овощи (лиственные, корнеплоды, столовая зелень)	100	120	40		40	20
Фрукты	40	40	70		30	10
Мясо и мясные продукты	500	160	200		50	20
Рыба и рыбные продукты		130	150		100	35
Молоко	100	100	100	3,7	25	20
Вода			2	0,37		2
Свежие дикорастущие ягоды	185	160	500		60	50
Свежие дикорастущие грибы	370	500	500		50	50
Сушеные дикорастущие ягоды и грибы	2500	2500	2500		250	250
Специальные продукты детского питания	37		40	1,85		5

* без учета СанПиН 2.3.2.2650-10 (дополнения и изменения № 18 к СанПиН 2.3.2.1078-01)

Таблица 3

Контрольные уровни содержания радионуклидов в кормах [12]

Наименование корма	КУ радионуклидов Бк·кг, л (Ки·кг, л)	
	цезий-137, -134	стронций-90
Грубые корма (сено, солома, мякина)	600 (1,0x10 ⁻⁸)	100 (3,0x10 ⁻⁹)
Сочные корма (силос, сенаж, корнеплоды, бахчевые и др.)	600 (1,0x10 ⁻⁸)	100 (3,0x10 ⁻⁹)
Зеленые корма (травы естественные, сеяные и др.)	370 (1,0x10 ⁻⁸)	50 (1,35x10 ⁻⁹)
Концентрированные корма (зерно, злаковых и бобовых культур, отруби) комбикорма и др.	600 (1,0x10 ⁻⁸)	65 (1,75x10 ⁻⁹)
Жом, меласса, жмых, шрот, мезга, барда, пивная дробина и др.	600 (1,6x10 ⁻⁸)	100 (3,0x10 ⁻⁹)
Мясо, рыба, субпродукты, жир и др. на корм животным	600 (1,6x10 ⁻⁸)	100 (3,0x10 ⁻⁹)
Корма сухие животного происхождения (мясные, мясокостные, в том числе мука кормовая, мясные с растительными и др. добавками)	600 (1,6x10 ⁻⁸)	100 (3,0x10 ⁻⁹)
Консервы кормовые животного происхождения, в т.ч. с растительными и др. добавками	600 (1,6x10 ⁻⁸)	100 (3,0x10 ⁻⁹)
Заменители молока, молоко, молочные корма	370 (1,0x10 ⁻⁸)	50 (1,35x10 ⁻⁹)
Сухие молочные смеси, заменители молока и др. на корм животным	600 (1,6x10 ⁻⁹)	100 (3,0x10 ⁻⁹)
Белково-витаминные минеральные добавки, премиксы, корма микробиологического синтеза	370 (1,0x10 ⁻⁸)	50 (1,35x10 ⁻⁹)

К сожалению, нормативы, установленные в КУ-94, не пересматривались на протяжении последних 35 лет и во многом не соответствуют существующим условиям ведения животноводства на территориях Российской Федерации, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС.

Динамика загрязнения сельскохозяйственной продукции

На территории Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областей при высоких уровнях загрязнения и повышенной миграционной подвижности радионуклидов в

почвах с низким уровнем плодородия накопление радионуклидов в продукции превышало санитарно-гигиенические и ветеринарные нормативы [13]. В пяти наиболее загрязненных районах Брянской области (Гордеевском, Новозыбковском, Красногорском, Клинцовском и Климовском) до 80 % произведенного зерна, молока и кормов не отвечало ВДУ-86. В Калужской области (Жиздринском, Хвастовичском и Ульяновском районах) превышение нормативов отмечалось для 70 % зерна, в Тульской области (Плавский район) – до 15 % сельскохозяйственной продукции. В последующие годы произошло снижение содержания ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции, что было обусловлено как сорбцией радионуклидов в почве, так и применением защитных мероприятий, а

также радиоактивным распадом. В Тульской области превышение нормативов в продукции растениеводства отмечалось только в 1987 г., а в Орловской области, благодаря принятым мерам, вся производимая продукция практически полностью соответствовала нормативам.

В Калужской области превышение нормативов на содержание радионуклидов в растениеводческой продукции (в зерне и картофеле) отмечалось до 1988 г., в кормах – до 1995 г., в травостое естественных сенокосов и пастбищ – 2000 г., а в настоящее время вся продукция соответствует санитарно-гигиеническим и ветеринарным требованиям (табл. 4).

Таблица 4

Динамика среднего содержания ^{137}Cs и доли (%) кормов и сельскохозяйственной продукции с превышением нормативов в Калужской области [14]

Год	Зерно (озимая рожь)		Картофель		Сено сеяных многолетних трав		Сено естественных трав		Сенаж		Силос	
	$A_{137\text{Cs}}$	%	$A_{137\text{Cs}}$	%	$A_{137\text{Cs}}$	%	$A_{137\text{Cs}}$	%	$A_{137\text{Cs}}$	%	$A_{137\text{Cs}}$	%
1987	54	1,1	7	0	873	4,1	1937	9,9	1250	100	973	42,9
1991	33	0	6	0	170	0	259	2,8	386	2,2	330	0,8
1995	24	0	8	0	75	0,7	228	8,5	150	1,5	46	0
2000	8	0	9	0	32	0	159	5	6	0	23	0
2005			7	0	33	0	53	0	22	0	5	0
2014			4	0	18	0	30	0			9	0
2018					17		41	0				

* данные ФГБУ Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Калужский»

** $A_{137\text{Cs}}$ – среднее содержание ^{137}Cs , Бк·кг⁻¹

*** % проб с превышением ветеринарных нормативов

В Брянской области защитные мероприятия проводились наиболее интенсивно. В результате загрязнения ^{137}Cs зерна и картофеля к 1990 г. снизилось в 20–30 раз, а сена – в 5–6 раз [15]. Начиная с 1995 г. темпы снижения содержания ^{137}Cs замедлились, что в значительной мере было связано с резким снижением объемов проведения защитных мероприятий.

Основную проблему представляет получение продукции кормопроизводства и

животноводства, соответствующей нормативам [16]. В 2014 году доля кормов с превышением нормативов варьировала 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. В 2019 гг. практически во всех видах кормов только в единичных случаях фиксировали превышением ветеринарных требований [17] (табл. 5).

**Динамика содержания ^{137}Cs в основных видах кормов в юго-западных районах
Брянской области (КУ-94: зеленая масса – 370, сено – 600, сенаж – 600 Бк·кг⁻¹) [14]**

Год	Зеленая масса		Сено		Сенаж	
	A _{137Cs} (Бк·кг ⁻¹)	%	A _{137Cs} (Бк·кг ⁻¹)	%	A _{137Cs} (Бк·кг ⁻¹)	%
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
2015	105	38	109	5	40	6
2016	62	14	104	3	37	14
2017	56	13	101	3	29	9
2018	55	13	105	4	25	4
2019	44	0	114	0,4	21	0

* данные ФГБУ Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Брянский»

** A_{137Cs} – среднее содержание ^{137}Cs , Бк·кг⁻¹

*** % проб с превышением ветеринарных нормативов

В Калужской области с 2014 г. средняя удельная активность ^{137}Cs в молоке коров из хозяйств коллективного сектора южных районов Калужской области составляла 13 Бк·л⁻¹, т.е. уже не было необходимости в проведении каких-либо специальных защитных мероприятий [18]. Применение агроメリорантов при ведении растениеводства на этих территориях основывается на традиционных технологиях, обеспечивающих повышение плодородия почв и урожайности

сельскохозяйственных культур.

Радиологическое обследование в Тульской области показало превышение накопления ^{137}Cs в продукции в основном в первый год после аварии. В последующие периоды низкая подвижность радионуклидов в сельскохозяйственных цепочках определяла слабое накопление ^{137}Cs в продукции (табл. 6). В 2019 году в исследованных пробах растениеводческой продукции превышения СанПиН 2.3.2.1078-01 и КУ-94 не выявлено [19].

Таблица 6

Динамика содержания ^{137}Cs в продукции Тульской области, Бк·кг⁻¹

Вид продукции	1986	1990	1995	2005	2014	2019
Зерно	97	17	11	5	4	1,1-4,7
Картофель	77	13	9	3	2	1,4-3,8
Овощи	120	13	10	4	2	1,4-3,8
Травы луговые	939	340	204	20	15	2,1-9,9
Травы бобовые	1398	290	172	25	22	
Кукуруза з/масса	114	50	35	14	12	2,3-6,9

* данные ФГБУ Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Тульский»

Радиологическая ситуация в сельскохозяйственном производстве Орловской области и, в частности, в наиболее загрязненном Болховском районе, даже в первый период после аварии была благополучной. Это обусловлено как существенно меньшими уровнями загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий, так и свойствами почв. В 2019 году радиационный контроль не выявил ни одной пробы молока, мяса и других видов продукции с превышением санитарно-гигиенических нормативов [20].

Через 35 лет после аварии на ЧАЭС радиационная обстановка существенно улучшилась. В 4-х наиболее загрязненных ^{137}Cs областях Российской Федерации в результате радиоактивного распада сократились площади отнесенных к зонам загрязнения земель сельскохозяйственного назначения и составляют 36–50 % (по сравнению с 1987 г.). При этом основная часть из них имеет плотность загрязнения ^{137}Cs ниже $185 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$ – 67,9 % в Брянской области; 96,3 – в Калужской; 98,0 – в Орловской и 99,8 % в Тульской области. Площадь угодий, находящихся в зоне отчуждения в Брянской области (плотность загрязнения ^{137}Cs свыше $1480 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$), сократилась и составляет 1,6 тыс. га.

Однако, в наиболее загрязненных районах Брянской области наличие территорий с высокими уровнями загрязнения продолжает влиять на радиационную обстановку и определяет производство части сельскохозяйственной продукции с превышением нормативов. Доля проб с превышением СанПиН 2.3.2.2650-10 в мясе и мясной продукции в 2017–2019 гг. составила 3,6–4,8 %, а в молоке и молокопродуктах – 2,2–4,2 % [21].

Система защитных и реабилитационных мероприятий в АПК

Особенностью аварии являлась динамичность радиационной обстановки, что потребовало разработки и проведения защитных и реабилитационных мероприятий с учетом специфики различных временных периодов после радиоактивных выпадений.

В соответствии с изменением радиационной обстановки выделено три этапа после аварии, в рамках которых были разработаны

и применены различные системы защитных и реабилитационных мероприятий: первый (острый) период, промежуточный период, отдаленный (восстановительный период).

Первый период после аварии: запретительные или ограничительные контрмеры; вывод из оборота земель с плотностью загрязнения свыше $1480 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$; специальные технологии обработки почвы и уборки урожая; перевод животных с пастбищного на стойловое содержание и др.

Промежуточный период после аварии: реализация зонального принципа ведения АПК по плотности загрязнения ^{137}Cs : 37–185, 185–555, 555–1480 и более $1480 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$; агротехнические и агрохимические технологические приемы по снижению накопления ^{137}Cs в продукции растениеводства; технологические приемы улучшения кормовых угодий; ветеринарные и зоотехнические меры и др.

Отдаленный период после аварии: адресное применение реабилитационных мероприятий для отдельного сельскохозяйственного предприятия (или группы предприятий) с учетом их радиологической и экономической эффективности.

Первоочередные мероприятия в острый период после аварии

В первый (острый) период после выпадений решались неотложные задачи: эвакуация населения, ограничение хозяйственной деятельности и т.п. Из более чем 200 населенных пунктов с плотностью загрязнения более $555 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$ вместе с населением был эвакуирован частный скот (около 50000 голов КРС, 13000 свиней, 3300 овец и 700 лошадей) [22].

Важным фактором являлось наличие в составе выпадений биологически подвижных в цепи «выпадения – почва – растения – животные – продукция» ^{131}I и ^{137}Cs (вместе с ^{134}Cs). Одним из основных защитных мероприятий в сельском хозяйстве являлось исключение из рациона животных загрязненного пастбищного травостоя для уменьшения концентрации ^{131}I в молоке. Вводились ограничения (или запрет) на потребление местного молока, а в наиболее загрязненных районах одной из мер являлось обеспечение населения (в первую очередь детей)

привозным молоком из «чистых» регионов. Был введен обязательный радиационный контроль сельскохозяйственной продукции. Рекомендации включали также мероприятия по переработке молока для производства продуктов, соответствующих ВДУ (сухое и сгущенное молоко, масло, сыры и др.).

В Брянской области 17,1 тыс. га сельскохозяйственных угодий были временно выведены из землепользования. Критерием невозможности хозяйственного использования земель было превышение уровня плотности выпадений ^{137}Cs 1480 кБк·м⁻². Для территорий с плотностью загрязнения 185–555 и 555–1480 кБк·м⁻² были разработаны рекомендации и предложены контрмеры, направленные на уменьшение поступления ^{137}Cs в сельскохозяйственную продукцию:

- исключения ряда технологических операций при обработке почв и уборке урожая для снижения пылеобразования;
- увеличенные дозы применения калийно-фосфорных удобрений;
- коренное улучшение сенокосов и пастбищ;
- ограничение использования органических удобрений, в частности, загрязненного навоза;
- содержание животных на «чистых» кормах в течение 1,5 месяца до убоя [23].

Мероприятия в промежуточный этап после аварии

На втором (промежуточном) этапе главной задачей являлось ограничение доз облучения населения и общее оздоровление ситуации в зоне аварии. По мере накопления данных о радиационной обстановке изменялись приоритеты в проведении защитных мероприятий. На первое место вышли технологии, направленные не только на минимизацию накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, но и одновременно на повышение плодородия почв, увеличение урожая и улучшение его качества, а также на повышение продуктивности сельскохозяйственных животных.

Реабилитация территорий включала систему организационных, агротехнических,

агротехнических и мелиоративных, а также зооветеринарных мероприятий в животноводстве, которые обеспечивали производство продукции, соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам и ветеринарным требованиям.

Агротехнические и агротехнические мероприятия

На пахотных угодьях применялся комплекс агротехнических и агротехнических мероприятий, которые включали: вспашку (стандартная или с оборотом пласта), известкование (с внесением повышенных доз извести с учетом уровней загрязнения почв), внесение минеральных удобрений (с увеличением доз внесения фосфора и калия). Вспашка приводит к перераспределению радионуклидов в пахотном слое почв и уменьшению их удельной концентрации в корнеобитаемом слое почвы, где осуществляется минеральное питание растений.

Известкование применялось на почвах с низкой кислотностью. На основании исследований ВНИИРАЭ дозы внесения мелиорантов были увеличены в среднем в 1,5–2,0 раза в зависимости от свойств почвы и вида культуры, обеспечивая снижение поступления радионуклидов в растения в 1,5–4,0 раза (рис. 1) [24].

Минеральные удобрения широко использовались для снижения накопления ^{137}Cs сельскохозяйственными культурами, в первую очередь, калийные, т.к. снижение перехода радионуклида основано на уменьшении соотношения Cs:K в почвенном растворе (рис. 2). Было рекомендовано повышенное внесение фосфорных удобрений (рис. 3). В результате проведенных научных исследований и производственных испытаний было установлено оптимальное соотношение элементов питания в удобрениях: N:P:K 1:1,5:2. Что касается применения азотных удобрений, то дозы их внесения определяются потребностью возделываемых культур. Повышенные дозы не были рекомендованы, т.к. могли привести к увеличению накопления радионуклидов в продукции.

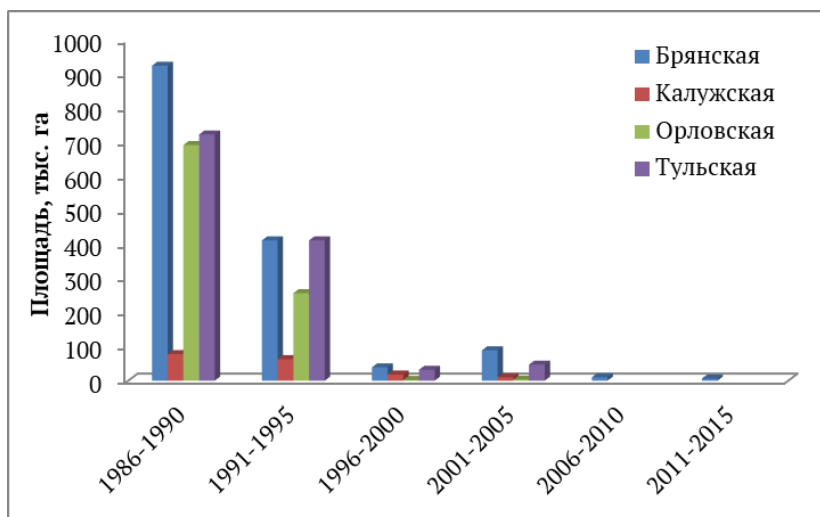


Рисунок 1. Объемы применения известкования в Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областях

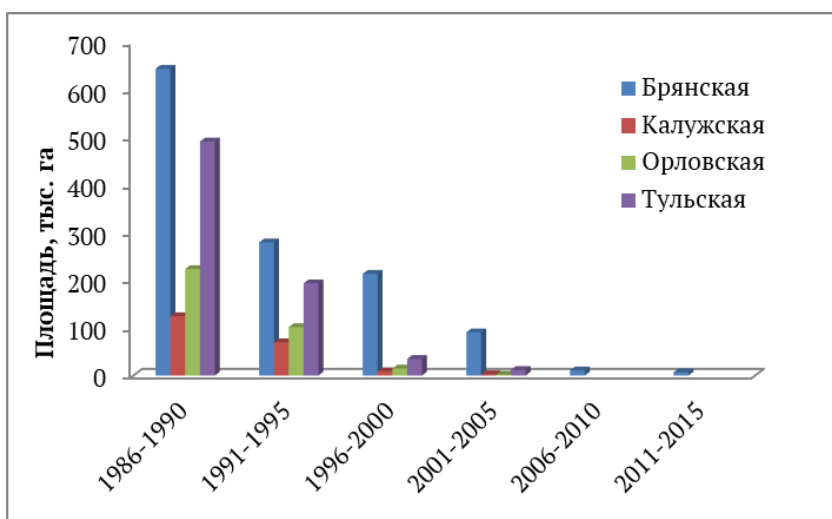


Рисунок 2. Объемы применения калийных удобрений в Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областях

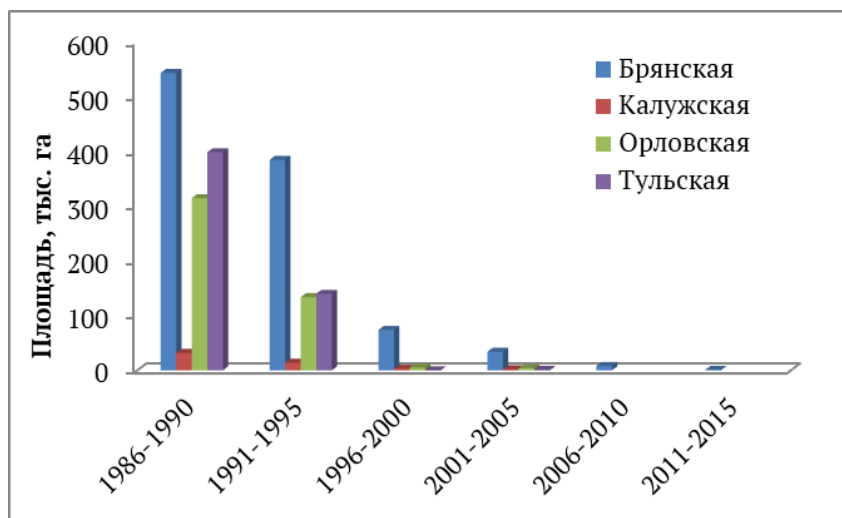


Рисунок 3. Объемы применения фосфорных удобрений в Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областях

Первоочередное внимание при реабилитации загрязненных территорий уделялось применению технологий коренного и поверхностного улучшения сенокосов и пастбищ для получения кормов, соответствующих ветеринарным требованиям (рис. 4).

Коренное улучшение кормовых угодий обеспечивает снижение поступления в травостой ^{137}Cs на минеральных почвах до 2–3 раз, а на органических – до 3–5 раз. Эффективность технологии зависит от типа луга и свойств почвы [25].

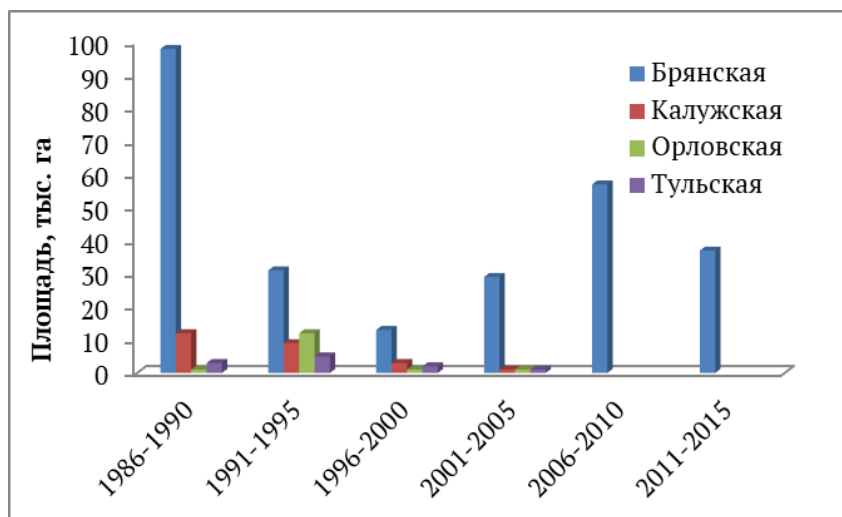


Рисунок 4. Объемы проведения культуртехнических мероприятий в Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областях

Изменение структуры землепользования.

Организация земледелия на загрязненных территориях определяет размещение и соотношение различных земельных угодий (естественные и культурные пастбища и сенокосы, пахотные земли, сады и др.). Оптимизация структуры землепользования с учетом накопления радионуклидов различными культурами позволяет получить продукцию, соответствующую санитарно-гигиеническим и ветеринарным требованиям. Перспективным вариантом является использование загрязненных земель для выращивания технических культур.

Содержание животных на «чистых» кормах

Целью содержания животных на «чистых» кормах, т.е. кормах, незагрязненных радионуклидами (либо с низким уровнем их содержания), является предотвращение поступления радионуклидов в производимую продукцию (молоко, мясо). Особенно эффективно это мероприятие при откорме мясного скота перед забоем. Эффективность этой технологии контролировалась с помощью прижизненного измерения содержания ^{137}Cs

в организме животных [23]. Для обоснования содержания животных на «чистых» кормах и предотвращения их забоя с 1986 по 2000 год было проведено более 447 тысяч прижизненных измерений содержания ^{137}Cs , что позволило избежать существенных потерь при производстве мяса на загрязненных территориях. Объемы применения технологии откорма животных «чистыми» кормами постоянно увеличивались в 1986–1992 гг. и составили в Российской Федерации от 55 до 75 тыс. голов КРС. В 2000–2008 гг. количество головообработок снизилось и составило от 5 до 20 тыс. голов.

Параллельно, для обоснования содержания животных на «чистых» кормах и предотвращения забоя скота с содержанием ^{137}Cs в мышцах выше ВДУ, за период с 1986 по 2000 год было проведено более 447 тысяч прижизненных измерений содержания ^{137}Cs , что позволило избежать существенных потерь при производстве мяса на загрязненных территориях (рис. 5).

Помимо применения сорбентов и Cs-связывающих препаратов, система защитных мероприятий в животноводстве

включала также ограничительные, организационные и зоотехнические (рациональное использование сенокосов и пастбищ, подбор кормов для рациона, предубойный откорм «чистым кормами») меры (табл. 7). Одним из

наиболее важных приемов было внедрение методов прижизненного контроля сельскохозяйственных животных, что остановило неоправданный забой скота на загрязненных территориях [27].

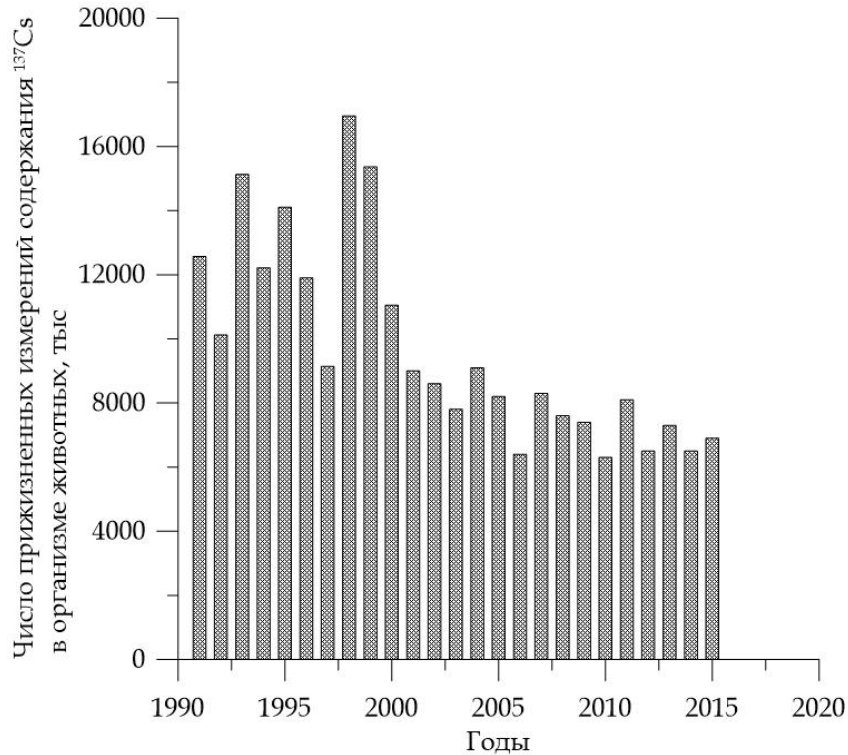


Рисунок 5. Число прижизненных определений содержания ¹³⁷Cs в организме животных

Цезий-связывающие сорбенты

После 1994 года, когда была разработана технология применения цезий-связывающих сорбентов в желудочно-кишечном тракте (ЖКТ) животных, этот вид защитных мер стал одним из наиболее распространенных приемов, позволяющих производить продукцию животноводства (молоко, мясо), соответствующую нормативам, на территориях с высокими уровнями загрязнения. Была изучена эффективность использования множества различных сорбентов, позволяющих снизить концентрации радионуклидов в продуктах животноводства, которые либо вводились в виде химикатов или глин, добавляемых в концентраты или минеральные добавки для животных, либо вводились в виде боллюсов, обеспечивающих медленное высвобождение сорбента в ЖКТ. В результате этих исследований было показано, что наиболее эффективными веществами,

связывающими цезий, являются соединения ферроцина (гексаноферрата) [16, 22, 26]. Применение ферроцина обеспечивало снижение содержания ¹³⁷Cs в продуктах животноводства до 3–5 раз и более. Применение ферроцина было особенно эффективным в населенных пунктах, где не было возможности обеспечения частного поголовья животных улучшенными пастбищами. Ферроцин широко использовался в России и Беларуси и в очень ограниченных масштабах в Украине, поскольку стоимость закупки препаратов в Западной Европе была слишком высокой. Объемы применения ферроцин-содержащих препаратов в Брянской области представлен на рис. 6.

Защитные мероприятия в животноводстве оказали наибольшее влияние на снижение доз облучения населения за счет потребления сельскохозяйственной продукции.

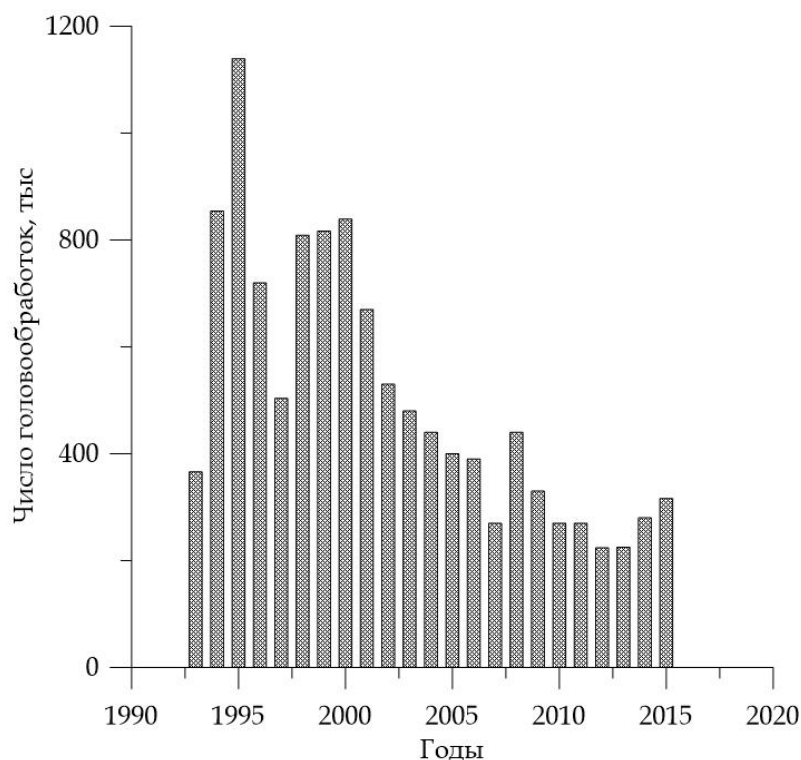


Рисунок 6. Число головообработок КРС сорбентами, связывающими ^{137}Cs в организме животных

Таблица 7

Эффективность снижения содержания ^{137}Cs в продукции животноводства при применении различных технологических приемов и защитных мероприятий [28]

Тип контрмер	Вид животных	Вид продукции	Кратность снижения, число раз
Ограничительные	КРС	Молоко	8,3–8,5
Организационные	КРС	Молоко	4,0–4,1
	КРС	Мясо	3,3–3,5
Ветеринарные			
Применение Cs-связывающих препаратов	КРС	Молоко	1,5–21,8
	КРС	Мясо	2,3–7,5
Применение 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	1,8–32,6

Переработка продукции

Были разработаны и успешно внедрены в пищевой промышленности технологии переработки сельскохозяйственной продукции, обеспечивающие снижение содержания

радионуклидов в конечном пищевом продукте. Так, комплекс методов переработки молока обеспечивал снижение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в конечном продукте питания (масло, сыры, сухое и сгущенное молоко) до

7–10 раз. Было показано, что использование стандартных методов переработки сырья позволяет производить ряд продуктов (крахмал, растительное масло, спирт и др.), соответствующих санитарно-гигиеническим требованиям [23]. Следует особо подчеркнуть высокую эффективность переработки сельскохозяйственной продукции в острой фазе после аварии.

Мероприятия на восстановительной стадии после аварии (отдаленный период)

На восстановительной стадии после аварии важным фактором является учет влияния почвенно-климатических особенностей загрязненных территорий, которые обуславливают различия в миграции радионуклидов. Эффективными являлись технологии с долгосрочным действием (последствием): коренное улучшение сенокосов и пастбищ, известкование пахотных почв. Среди контрмер с краткосрочным действием (до одного года) эффективными остаются применение ферроцинсодержащих препаратов для крупного рогатого скота [26, 29].

Вопросы планирования реабилитационных мероприятий, в частности, определение приоритетов в их реализации, требовали учета широкого спектра факторов, в первую очередь, времени проведения мероприятий. С течением времени радиологическая эффективность различных технологических приемов снижается, а стоимость возрастает, что выдвигает на первый план вопрос оптимизации применения защитных и реабилитационных мероприятий. Для отдаленного периода после аварии, когда радиологическая ситуация стабилизировалась, было предложено адресное применение реабилитационных мероприятий, которое предусматривает систему мер для отдельного сельскохозяйственного предприятия (или группы предприятий с близкими исходными характеристиками) или населенного пункта с учетом их радиологической и экономической эффективности [30].

Снижение объемов производства загрязненной продукции

Применение защитных и реабилитационных мероприятий в АПК было направлено на решение следующих задач:

- гарантировать производство

продукции, соответствующее ВДУ (или СанПиН;

- обеспечить скорейшее снижение доз облучения населения ниже 1 мЗв год^{-1} .

В период с 1986 по 1988 гг. мероприятия в агропромышленном производстве проводились в постоянно увеличивающихся масштабах, а с 1988 по 1992 гг. они осуществлялись в оптимальных размерах. 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 %. В 1986–1992 годах был достигнут максимальный эффект от применения защитных мероприятий в сельском хозяйстве. С 1987 по 1994 год вклад контрмер в снижение загрязнения продукции в регионе с их интенсивным применением составил 60 %. В регионах с ограниченным применением контрмер преобладающий вклад в уменьшение загрязнения продукции ^{137}Cs (до 70 %) вносили естественные биогеохимические процессы. Начиная с 1993 г. объемы применения мероприятий снижаются. Ухудшение экономического состояния хозяйств не позволяет выполнить необходимые защитные мероприятия. С 2000-х годов внесение минеральных удобрений (в основном калийных), извести и фосфоритной муки, как защитных мероприятий, проводилось практически только в юго-западных районах Брянской области (рис. 1–6).

Снижение доз облучения населения

Применение защитных и реабилитационных мероприятий в сельском хозяйстве после аварии на ЧАЭС привело к значительному снижению как индивидуальных, так и коллективных доз облучения местного населения. В 1991–1999 годах применение контрмер позволило снизить годовые эффективные дозы сельского населения, проживающего в зоне $185\text{--}370 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ в среднем на 22 %, в зоне $370\text{--}555 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ – на 32 %, а в населенных пунктах с плотностью радиоактивного загрязнения выше $555 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ снижение годовых доз облучения населения составило более 40 % [31]. Оценки предотвращенной дозы показали, что за 20 лет после аварии, предотвращенная доза после

применения контрмер в частном секторе сельских населенных пунктов Беларуси и России составила 7300 человеко-зиверт. Основной вклад в предотвращенную коллективную дозу (5500 человеко-Зв) среди сельского населения вносят наиболее загрязненные Гомельская и Брянская области. При этом около половины предотвращенной внутренней коллективной дозы (7,5 тыс. человеко-Зв) в Российской Федерации было обусловлено применением контрмер в коллективных хозяйствах. Эти результаты согласуются с выводами Чернобыльского форума МАГАТЭ, где дозы внутреннего облучения населения с учетом защитных мероприятий были оценены в 6,0 тыс. человеко-Зв [32, 33]. Таким образом, предотвращенная доза за счет применения защитных и реабилитационных мероприятий в АПК составила примерно 55 % от дозы внутреннего облучения, полученной при условии, если бы мероприятия не применялись. Основными факторами, способствовавшими снижению коллективной дозы, были контрмеры в животноводстве, поскольку молоко вносило наибольший вклад во внутреннее облучение населения после чернобыльской аварии. В Брянской области такие контрмеры внесли 65–75 % от общей предотвращенной дозы [34].

Несмотря на значительное улучшение радиационной обстановки на загрязненных территориях, через 35 лет после аварии сохраняются достаточно большие площади сельскохозяйственных земель, на которых производится сельскохозяйственная продукция с превышением санитарно-гигиенических и ветеринарных требований. Доля такой продукции не превышает 10 % и регистрируется в наиболее загрязненных районах Брянской области. Такие районы не могут считаться полностью реабилитированными, и требуется обоснование долгосрочной стратегии проведения необходимых сельскохозяйственных мероприятий с целью обеспечения ведения производства без ограничений по радиологическим критериям.

Кроме того, несколько десятков тысяч человек все еще проживают в населенных пунктах с годовой эффективной дозой выше 1 мЗв, где должны быть предприняты меры

по защите населения. Применение реабилитационных мер в ограниченных масштабах будет оставаться необходимым, по крайней мере, в течение нескольких десятилетий (до 2045–2050 годов). После 2050 года дозы излучения, превышающие 1 мЗв, могут иметь место только на территориях, выведенных из землепользования.

Уроки Чернобыля

В результате реализации комплексных национальных программ, а также программ международного сотрудничества на протяжении 35 лет после аварии на ЧАЭС выполнен большой объем мероприятий, позволивших существенно смягчить последствия аварии на пострадавших территориях. На настоящем этапе важно не потерять накопленный опыт, проанализировать реальные результаты и учесть уроки, которые были получены на всем временном промежутке проведения поставочных мероприятий.

Анализ опыта ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС показал:

- сельское хозяйство является одним из наиболее уязвимых секторов экономики, т.к. масштабные и долговременные последствия аварии оказывают воздействие не только на обеспечение населения продовольствием, но и на развитие производства, инвестиционную привлекательность регионов, социально-демографические процессы на пострадавших территориях;

- в любой период аварийной ситуации первым этапом работ по обеспечению радиационной безопасности должна быть оценка радиационной обстановки, которая определяет систему необходимых защитных и реабилитационных мероприятий в АПК;

- своевременное применение защитных мероприятий является одним из важных факторов их эффективности;

- государство, наука и население должны быть готовы к возможным аварийным ситуациям: заранее сформировать структуры управления, сосредоточить необходимые ресурсы (человеческие, материальные, продовольственные), обеспечить разработку новых технологий, подготовить рекомендации, иметь информационные ресурсы и системы коммуникаций.

Основной задачей в настоящее время является полное возвращение пострадавших территорий к условиям нормальной жизнедеятельности без ограничений по радиологическим критериям. Для практической реализации этого процесса необходимо решить ряд принципиально важных задач: внести изменения в национальные нормативно-правовые документы, перейти к ситуации существующего облучения и установлению референтных уровней, определить критерии нормальной жизнедеятельности.

Список литературы

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. Богдевичи. Москва-Минск: Фонд «Инфосфера» – НИА-Природа, 2009. 140 с.
2. Загрязнение почв Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областей. Брянск, 1993. 67 с.
3. Радиационно-гигиенические аспекты преодоления последствий аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. Г.Г. Онищенко и А.Ю. Поповой. СПб.: СПбНИИРГ, 2016. Т. 1. 448 с.
4. ВДУ-86. Временные допустимые уровни содержания радиоактивных веществ в продуктах питания, питьевой воде, лекарственных травах (суммарная бета-активность). №129-252/ДСП от 30 мая 1986 г. М.: Минздрав СССР, 1986. 1 с.
5. ВДУ-87. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-137 и цезия-134 в пищевых продуктах и питьевой воде. 15.12.1987 г. М.: Минздрав СССР, 1987. 2 с.
6. ВДУ-88. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия в пищевых продуктах и питьевой воде. № 129-152-2 от 06.10.1988 г. М.: Минздрав СССР, 1988. 2 с.
7. ВДУ-91. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде, устанавливаемые в связи с аварией на Чернобыльской АЭС. 22.01.1991 г.: М.: Минздрав СССР, 1991. 2 с.
8. ВДУ-93. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-134, -137 и стронция-90 в пищевых продуктах. ГН 2.6.005-93. Государственный комитет санитарно-эпидемиологического надзора РФ. Утверждено Постановлением Госсанэпиднадзора России от 21 июля 1993 г. № 7. М.: Минздрав СССР, 1993. 3 с.
9. РДУ-99. Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде. ГН №10-117-99. Утв. постановлением Главного государственного санитарного врача Республики Беларусь №6 от 26.04.1999 г.
10. СанПиН 2.3.2.1078-01. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Утв. Главным государственным санитарным врачом РФ Г.Г. Онищенко 06.11.2001 г. (с изменениями от 31 мая 2002 г., 20 августа 2002 г., 15 апреля 2003 г.).
11. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питної води // Офіційний вісник України. 2006. № 29. С. 142–155.
12. Инструкция о радиологическом контроле качества кормов (утв. Главным государственным ветеринарным инспектором РФ 1 декабря 1994 г. № 13-7-2/216).
13. Алексахин Р.М., Санжарова Н.И. Последствия для сельского хозяйства (раздел 2.3) // Российский национальный доклад «25 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России». 1986-2011». М., 2011. С. 38–45.
14. Российский национальный доклад: 35 лет чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. 1986-2021 / Под общ. ред. Л.А. Большова. М.: Академ-Принт, 2021. 104 с.
15. Радиоэкологическая ситуация в сельскохозяйственной сфере на загрязненных территориях России в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / А.В. Панов, С.В. Фесенко, Р.М. Алексахин [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 4. С. 423–434.
16. Закономерности изменения содержания ^{137}Cs в продукции животноводства на территории Российской Федерации, подвергшейся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. Вып. 3. С. 316–327.
17. Природные ресурсы и окружающая среда Брянской области. Годовой доклад об экологической ситуации в Брянской области в 2019 году. Брянск, 2020. 276 с.
18. Доклад о состоянии природных ресурсов и охране окружающей среды на территории Калужской области в 2019 году. Ижевск: ООО «Принт», 2020. 300 с.
19. Доклад об экологической ситуации в Тульской области за 2019 год. Тула, 2020. 115 с.
20. О состоянии санитарно-

эпидемиологического благополучия населения в Орловской области в 2019 году. Государственный доклад. Управление Роспотребнадзора по Орловской области, 2020. 87 с.

21. Авария на Чернобыльской АЭС: защитные и реабилитационные мероприятия в сельском хозяйстве / С.В. Фесенко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2021. Т. 61. № 3. С. 261–276.

22. 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). Vienna: IAEA, 2006. 166 pp.

23. 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: Издательская группа «Социальные науки», 2006. 1232 с.

24. Рекомендации по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории в результате аварии на Чернобыльской АЭС на период 1991–1995 гг./ Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Государственная комиссия Совета Министров СССР по продовольствию и закупкам, 1991. 57 с.

25. Behaviour of radionuclides in meadows and efficiency of countermeasures / N.I. Sanzharova, S.V. Fesenko, V.A. Kotik [et al.] // Rad. Prot. Dosim. 1996. V. 64. № (1/2). PP. 43–48.

26. The use of hexacyanoferrates in different forms to reduce radiocaesium contamination of animal products in Russia / A.N. Ratnikov, A.V. Vasiliev, E.G. Krasnova [et al.] // Science Tot. Environ. 1998. V. 223. PP. 167–176.

27. Анализ факторов, определяющих формирование доз внутреннего облучения сельского населения и эффективность защитных мероприятий в сельском хозяйстве в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко, Р.М. Алексахин, Н.И. Санжарова [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 5. С. 487–499.

28. 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 АПК. 2004. № 7. С. 30–32.

29. Рекомендации по ведению кормопроизводства на радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодьях северной части лесостепной зоны / Н.И. Санжарова, В.К. Кузнецов, Н.Н. Исамов (мл.) [и др.]. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2009. 109 с.

30. 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.

31. Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned / S. Fesenko, R. Alexakhin, M. Balonov [et al.] // J. Radiol. Protect. 2006. V. 26. P. 351–359.

32. Alexakhin R.M., Fesenko S.V., Sanzharova N.I. Serious radiation accidents and the radiological impact on agriculture // Radiat. Prot. Dosim. 1996. V. 64(1/2). PP. 37–42.

33. Important factors governing exposure of the population and countermeasure application in rural settlements of the Russian Federation in the long term after the Chernobyl accident / S.V. Fesenko, P. Jacob, R. Alexakhin [et al.] // J. Environ. Radioact. 2001. V. 56(1–2). PP. 77–98.

34. Влияние сельскохозяйственных контрмер на облучение населения территорий, пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС / А.В. Панов, С.В. Фесенко, Н.И. Санжарова [и др.] // Радиация и риск. 2006. Т. 46. № 2. С. 273–279.

Нормативное регулирование содержания ^{137}Cs в кормах сельскохозяйственных животных: методические подходы и современные проблемы

Фесенко С.В.¹, Исамов Н.Н.¹, Прудников П.В.², Емлютина Е.С.¹

1 – ФГБНУ ВНИИ радиологии и агроэкологии

2 – ФГБУ «Брянскагрохимрадиология»

Представлен методический подход к обоснованию контрольных уровней содержания ^{137}Cs в кормах крупного рогатого скота. Выполнен сравнительный анализ мировых и российских данных по параметрам перехода ^{137}Cs из кормов в продукцию животноводства. На основе методического подхода предложены контрольные уровни для контроля ^{137}Cs в кормах молочного и мясного скота в районах, подвергшихся загрязнению после Чернобыльской аварии. Использование предложенных контрольных уровней, позволяет оптимизировать технологии ведения животноводства в районах, загрязнённых после аварии на ЧАЭС.

Радиоактивное загрязнение, продукция животноводства, корма, контрольные уровни

Ограничение облучения населения являлось ключевой проблемой в различные периоды после аварии на Чернобыльской АЭС. Важным элементом ее решения являлось нормирование потребления содержащих радионуклиды пищевых продуктов. С этой целью в различные периоды после аварии в зависимости от складывающейся радиационной обстановки были введены допустимые уровни содержания радионуклидов в пищевых продуктах, питьевой воде и другой продукции [1–4].

Как в начальный период после аварии на ЧАЭС, так и в отдаленный период основной вклад в облучение население вносила продукция животноводства. Загрязнение кормов является критическим компонентом, определяющим возможность производства продукции животноводства, соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам. С целью оперативного контроля загрязнения продукции животноводства, в 1994 г. были введены контрольные уровни содержания радионуклидов в кормах, обеспечивающие получение продукции животноводства, соответствующие допустимым уровням на содержание $^{134,137}\text{Cs}$, ^{90}Sr в продуктах питания (КУ-94) [5]. Дополнительно в наиболее загрязненных Брянской и Калужской областях были введены более жесткие региональные контрольные уровни для барды и жома, концентрации ^{137}Cs в которых составляли 111 и 185 Бк/кг, соответственно. Контроль за уровнями

радиоактивного загрязнения кормов осуществляется в соответствии с действующими методическими указаниями Минсельхоза России.

Для обеспечения требований к безопасности пищевых продуктов, в 2001 г. контрольные уровни содержания ^{137}Cs в кормах были изменены, и введены в действие новые ветеринарные правила (ВП 13.5.13/06-01) [6]. В этом документе были предложены контрольные уровни концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в кормах (КУ-2001). При разработке этих показателей учитывались достигнутые уровни загрязнения кормов, а также молока и мяса на начало 2000-х гг. К сожалению, в 2001 г. эти ветеринарные правила были отменены и единственным легитимным документом, устанавливающим контрольные уровни содержания ^{137}Cs в кормах, остаются КУ-94.

Таким образом, в настоящее время отсутствует современная система нормативов, определяющих допустимые концентрации радионуклидов в кормах животных. Это существенно осложняет мониторинг радиоактивного загрязнения кормов, особенно в районах, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, а «допустимые» уровни содержания ^{137}Cs не гарантируют получение молока и мяса с содержанием, удовлетворяющим требованиям СанПиН 2.3.2.1078-01 (с доп. и изм. №18 – СанПиН 2.3.2.2650-10) (табл. 1) [7–9].

Отсутствие документа, определяющего

допустимые концентрации радионуклидов в кормах животных, является пробелом в российском регулировании, касающемся радиационной безопасности, и осложняет переход

к нормальной жизнедеятельности в регионах, пострадавших после аварии на ЧАЭС, в первую очередь в Брянской области.

Таблица 1

Допустимые уровни содержания ^{137}Cs (ВДУ) в пищевых продуктах (СанПиН) и контрольные уровни содержания этого радионуклида в кормах

Вид продукта/ Документ	ВДУ – 91	ВДУ - 93	СанПиН 2.3.2.560-96	СанПиН 2.3.2.1078-01	СанПиН 2.3.2. 2650– 10
Допустимые уровни в пищевых продуктах, Бк					
Молоко	370	370	50,0	100,0	100
Мясо (говядина)	740	600	160,0	160,0	200,0
Годы действия	1991–1993	1993–1996	1996–2001	2001–2010	2010-нв
Контрольные уровни содержания ^{137}Cs в кормах					
Компоненты рациона	КУ-94		ВП 13.5.13/06-01		
Грубые корма - сено	600		400,0		
Грубые корма - солома	600		400,0		
Сочные корма – силос	600		80,0		
Сочные корма – сенаж	600		80,0		
Корнеплоды	600		60,0		
Зеленые корма	370		100,0		
Концентрированные корма	600		200,0		
Барда, жом свекловичный	600		65		

Методический подход к оценке контрольных уровней ^{137}Cs в кормах

Контрольные уровни в кормах устанавливаются таким образом, чтобы гарантировать непревышение допустимых уровней в пищевых продуктах. Для оценки допустимого количества радиоцезия в суточном рационе кормления животных использовались средние значения коэффициентов перехода ^{137}Cs из рациона в продукцию животноводства: для молока – 1 %, для мяса крупного рогатого скота – 4 %.

К основным видам кормов, составляющих рацион питания животных, входят: грубые (сено, солома, мякина) и сочные корма (силос, сенаж), корнеплоды, зеленые корма (травы естественные, сеяные и др.), концентрированные корма (зерно, злаковых и бобовых культур, отруби) комбикорма и др. При использовании отходов производства по переработке свеклы в рацион кормления

животных могут входить барда и свекловичный жом. В состав рациона могут входить и различного рода кормовые добавки, такие как мел, поваренная соль с микроэлементами, витамины А и D₂, а также диаммонийфосфат. В то же время весовые количества кормовых добавок низки не влияют на поступление ^{137}Cs в рацион и не являются объектом нормирования.

При обосновании допустимых уровней содержания ^{137}Cs в кормах необходимо учитывать стохастический характер процессов, определяющих перенос радионуклидов в продукцию животноводства. Поэтому важным является обеспечение «непревышения» нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01 и СанПиН 2.3.2.2650-10 на определенном уровне вероятности. В качестве такого уровня вероятности был принят 95 % квантиль. Квантиль – это значение, которое заданная случайная величина не превышает с фиксированной вероятностью. Так, например, если 95 % квантиль распределения радионуклидов в пробах

молока составляет 100 Бк л^{-1} , это означает, что в 95 % проб концентрация радионуклидов будет меньше или равна 100 Бк л^{-1} , и только в 5 % проб она может превышать это значение.

Допустимое содержание радионуклида в суточном рационе «к» ($Q_k^{\text{ДУ}}$, Бк кг^{-1}) определяется нормативами СанПиН 2.3.2.1078-01 и СанПиН 2.3.2.2650-10 на содержание радионуклидов в k -ой продукции животноводства (молоко, мясо) ($A_k^{\text{ДУ}}$, Бк кг^{-1}) (табл. 1) и значением коэффициента перехода радионуклидов в этот вид продукции ($KП^k$, $(\text{Бк кг}^{-1})/(\text{Бк сутки}^{-1})$). Учитывая, что коэффициент перехода радионуклидов из кормов в продукцию животноводства варьирует (распределен) в некотором диапазоне значений, для оценки $KП_k^{\text{ДУ}}$, используемого для нормирования, целесообразно взять значение, соответствующее 95 % квантили соответствующего распределения. Такой подход соответствует тому, что допустимое суточное поступление ^{137}Cs в организм животного – $Q_k^{\text{ДУ}}$, рассчитанное на основе выражения (1) гарантирует непревышение норматива СанПиН (A^i) в 95 % случаев.

$$Q_k^{\text{ДУ}} = \frac{A_k^{\text{ДУ}}}{KП_k^{\text{ДУ}}} \quad (1)$$

Содержание ^{137}Cs в суточном стандартном рационе кормления животных (Q_i) при известной концентрации радионуклидов в кормах рассчитывается на основе стандартного выражения (2):

$$Q^k = \sum_1^N \delta_i^k \times q_i \quad (2)$$

где, δ_i^j – весовое количество кормов вида (i) в суточном рационе кормления животных (k); q_i – концентрация ^{137}Cs в i -м виде кормов; N – количество различных кормов в рационе.

При оценке контрольных уровней важным является вопрос квотирования, то есть определения доли различных кормов в суточное поступление радионуклидов в организм животного. В качестве реперного вида корма можно рассматривать сено (грубые корма),

которое входит в большинство рационов кормления животных. При оценке квоты отдельных видов кормов в суточное поступление радионуклидов в организм животного, содержание ^{137}Cs в сене принималось за единицу, а загрязнение остальных видов кормов оценивалось как отношение концентрации ^{137}Cs в каждом из кормов к содержанию ^{137}Cs в сене.

Отношения загрязнения различных видов кормов к загрязнению сена (r_i) в каждом конкретном случае являются случайной величиной. Вследствие этого, для обеспечения соблюдения нормативов СанПиН, в качестве отношений, принимаемых для расчета контрольных уровней в кормах принималась 95 % граница распределения величины r_i . Таким образом $Q_k^{\text{ДУ}}$ можно представить в следующем виде:

$$Q_k^{\text{ДУ}} = \left(KY_1 \times \delta_1^j + \sum_2^N KY_i \times \delta_i^j \right) \quad (3)$$

где KY_1 – контрольный уровень содержания радионуклида в сене (Бк/кг); KY_i – контрольный уровень содержания радионуклида в i виде кормов; N – количество кормов в рационе. Остальные параметры определены выше.

Поскольку принимается, что $KY_i = KY_1 \times r_i$, где r_i является отношением концентрации ^{137}Cs в i -м виде кормов к его концентрации в сене, выражение (3) можно преобразовать к следующему виду:

$$Q_k^{\text{ДУ}} = KY_1 \times \left\{ \delta_1^k + \sum_2^N \delta_i^k \times r_i \right\} \quad (4)$$

Тогда контрольный уровень содержания ^{137}Cs в сене (KY_1) можно определить как:

$$KY_1 = \frac{Q_k^{\text{ДУ}}}{\{\delta_1^k + \sum_2^N \delta_i^k \times r_i\}}$$

или

$$KY_1 = \frac{A_k^{\text{ДУ}}}{KП_k^{\text{ДУ}} \times \{\delta_1^k + \sum_2^N \delta_i^k \times r_i\}} \quad (5)$$

Соответственно, контрольные уровни в других видах кормов (KU_i) можно рассчитать, как:

$$KU_i^k = KU_1^k \times r_i \quad (6)$$

В качестве оценки r_i , используется 95 % квантиль от выборки отношений концентраций ^{137}Cs в кормах, нормированных на содержание этого радионуклида в сене, рассчитанных на основе данных мониторинга загрязнения кормов в районах, подвергшихся загрязнению после аварии на Чернобыльской АЭС. Значения KU рассчитываются для всех рационов кормления животных, при этом выбираются значения, которые обеспечивают «непревышение» нормативов СанПиН для всех возможных рационов, то есть в качестве контрольных уровней следует выбрать минимальные значения из набора KU_i^j , рассчитанных для всех типичных рационов кормления животных.

Обоснование контрольных уровней концентрации ^{137}Cs в кормах

Для применения представленного подхода к обоснованию значений контрольных уровней радионуклидов в кормах необходима следующая информация:

- состав типовых рационов кормления животных, предназначенных для производства продукции животноводства,
- 95 % квантили коэффициентов перехода в молоко и мясо,
- 95 % квантили отношений концентрации радионуклидов в различных видах кормов к концентрации радионуклидов в грубых кормах (сене).

В последнем случае отношения концентраций радионуклидов в различных видах кормов к концентрации радионуклидов в сене отражают реально существующие различия в уровнях загрязнения кормов, обеспечивая одинаковые требования к выбору контрольных уровней.

Рационы кормления животных

Для оценки поступления радионуклидов в продукцию животноводства использовались типовые рационы кормления молочного скота, рационы кормления

выбраканных взрослых животных и молодняка КРС старше года на мясо при стойловом содержании в зимний период и выгульном содержании в летний период [10]. Следует отметить существующие отличия между рационами кормления лактирующих коров, выбраканных взрослых животных и молодняка КРС, выращиваемого на мясо при стойловом содержании в зимний период. Так, рацион лактирующих коров намного разнообразнее и включает ряд компонентов, обеспечивающих сбалансированность питания животных.

Отдельно рассматривался травяной рацион, включающий зеленые и концентрированные корма. В этом случае зеленые корма определялись как референтный компонент рациона, а концентрированные корма – как дополнительный. Основой рациона лактирующих коров в зимне-стойловый период содержания в большинстве случаев служат грубые корма, тогда как в зимне-стойловый период при откорме животных на мясо основной вклад в рацион вносит силос [10].

Переход ^{137}Cs из кормов в молоко и мясо животных

В последнее время было выполнено несколько крупных обобщений как российских (советских), так и мировых данных по коэффициентам перехода радионуклидов в продукцию животноводства [11–12]. Значительную долю мировых обзоров составляли данные российских исследований сотрудников ВНИИРАЭ [13–21]. Полученные данные позволяют оценить параметры, используемые для нормирования поступления ^{137}Cs в молоко и мясо крупного рогатого скота (табл. 2).

Следует отметить, что коэффициенты перехода (КП) радионуклидов в молоко и мясо крупного рогатого скота, представленные в базе мировых данных, получены для существенно более широкого набора условий ведения животноводства и включают как экстенсивные, так и интенсивные технологии ведения сельского хозяйства. Этим определяются более широкие диапазоны для параметров, которые оценены на основе мировых данных. 95 % квантили, оцененные на основе как мировых, так и российских данных, довольно близки, причем 95 % квантиль КП в мясо, полученный на основе мировых

данных, даже несколько больше КП, оцененного на основе российских данных (рис. 1). Это объясняется существенно большей дисперсией значений, содержащейся в базе

мировых данных и, как следствие, различной формой функции плотности распределения, аппроксимирующей эти данные.

Таблица 2

Коэффициенты перехода ^{137}Cs в молоко и мясо крупного рогатого скота

Продукт	N	Геом. среднее	Геом. ст. откл.	Среднее	Станд. откл.	95% квантиль
Оценка на основе мировых данных						
Молоко	288	$4,6 \times 10^{-3}$	2,0	$6,1 \times 10^{-3}$	$6,3 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-2}$
Мясо	58	$2,2 \times 10^{-2}$	2,2	$3,0 \times 10^{-2}$	$2,3 \times 10^{-2}$	$7,8 \times 10^{-2}$
Оценка на основе только российских (советских) данных						
Молоко	21	$9,2 \times 10^{-3}$	1,3	$9,8 \times 10^{-3}$	$3,8 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-2}$
Мясо	13	$3,8 \times 10^{-2}$	1,6	$4,2 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-2}$	$7,3 \times 10^{-2}$

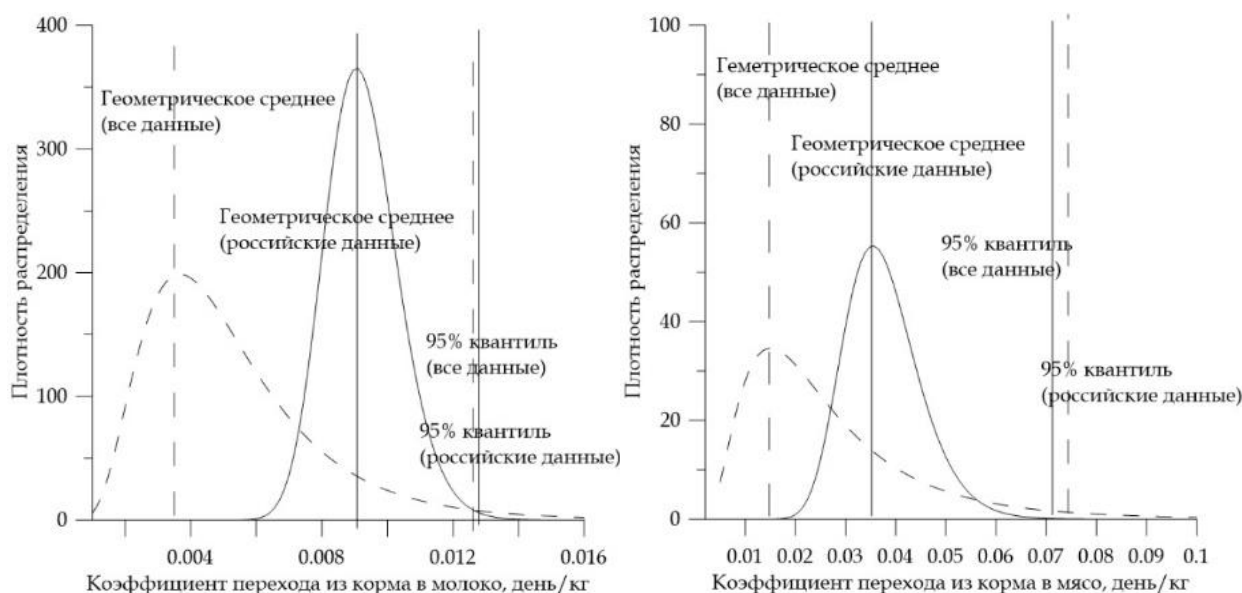


Рисунок 1. Сравнение функций плотности распределения, соответствующие данным по коэффициентам перехода в молоко и мясо, содержащихся в базах мировых и российских данных

Представленные данные позволяют достаточно надежно оценить 95 % квантили для коэффициентов перехода ^{137}Cs из кормов в молоко и мясо крупного рогатого скота, в качестве которых можно принять 0,013 (Бк/кг)/(Бк/сутки) и 0,073 (Бк/кг)/(Бк/сутки), для молока и мяса крупного рогатого скота, соответственно. Отметим, что эти значения, особенно для мяса, существенно больше, чем значения КП 0,01 (молоко) и 0,04 (мясо), использованные ранее для разработки нормативов КУ-94 и Ветеринарных правил (ВП 13.5.13/03-00) [6]. Соответственно, они должны приводить к более жестким требованиям к ограничениям суточного

поступления радионуклидов в организм животного с кормом.

Таким образом, данные таблицы 2 позволяют оценить допустимое суточное поступление ^{137}Cs из кормов в молоко и мясо крупного рогатого скота, гарантирующие «непревышение» содержание этого радионуклидов в продукции животноводства на 95 % уровне. Эти значения составляют 7700 Бк/сутки для молочного скота и примерно 2700 Бк/сутки – для мясного скота соответственно.

Содержание ^{137}Cs в кормах животных в районах Брянской области

Соотношение между концентрациями

^{137}Cs в кормах, производимых в районах радиоактивного загрязнения, имеет важное значение при обосновании квотирования кормов по вкладу в суточное потребление

этого радионуклида животными. Отношение концентраций ^{137}Cs в кормах к концентрации этого радионуклида в сене, рассчитанные на основе данных за 2008–2018 гг. [22] (табл. 3).

Таблица 3

Отношение концентрации ^{137}Cs в кормах к концентрации этого радионуклида в сене по данным радиологического контроля в 2008–2018 гг.

Тип рациона	Сенаж	Зеленые корма	Силос	Солома	Концентраты
N	223	439	243	253	330
Геометрическое среднее	0,27	0,67	0,24	0,36	0,18
Геометрическое станд. отклонение	1,85	2,39	1,80	1,89	1,82
Арифметическое среднее	0,30	0,97	0,28	0,42	0,21
Стандартное отклонение	0,16	0,87	0,14	0,21	0,10
Минимальное	0,02	0,04	0,02	0,03	0,02
Максимальное	0,70	3,97	0,60	0,93	0,46

Вариабельность отношений содержания ^{137}Cs в зеленых кормах к сену характеризуется высокой изменчивостью при значении геометрического стандартного отклонения 2,39. Это можно объяснить тем, что одни и те же угодья обычно не используются одновременно для выпаса и заготовки кормов. При выпасе животных могут использоваться естественные угодья с низкой продуктивностью, тогда как для заготовки сена используют более высоко продуктивные сенокосы. Заготовка зеленой массы на сено или сенаж, как правило, проводится окультуренных угодьях с сеянными травами. В результате коэффициенты перехода радионуклидов в травостой могут отличаться до ста раз и более.

При производстве сена используется травостой различного типа, который высушивается до определенной влажности. Процент сухого вещества в травостое различного типа варьирует от 27,8 % до 44 % (вейнико-злаково-разнотравный травостой). Для

травостоя злаково-разнотравного пастбища эта величина составляет 35,4 %. После высушивания сена содержание сухого вещества увеличивается до 82–85 %. Соответственно, коэффициенты перехода, рассчитанные на 1 кг сена, от 1,8 до 2,4 больше, чем коэффициенты перехода, рассчитанные на 1 кг сырой массы травы, отобранной на том же поле. Похожими закономерностями характеризуются и отношения концентраций к сену и других кормов.

Радиационный контроль некоторых видов кормов, таких как кормовая свекла, барда и свекловичный жом в районах, пострадавших после аварии на ЧАЭС, проводился в ограниченном объеме. Вследствие этого, для оценки отношений между содержанием радионуклидов в этих кормах и сене является использование коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в соответствующие кормовые культуры (табл. 4).

Таблица 4

Отношение коэффициентов перехода в некоторые виды кормов по отношению к сену сеяных трав

Корма	Число проб	Содержание сухого вещества	Отношение геометр. средних	Отношение арифмет. средних
Корнеплоды	81	0,21	0,15	0,13
Зеленая масса	401	0,20	0,79	0,85
Кукурузный силос	101	0,25	0,23	0,18

Значения, приведенные в таблице 4, рассчитаны на основе информации, представленной в работе [11], обобщающей существующие данные по параметрам переноса радионуклидов, в том числе, из почвы в кормовые культуры. Эти значения пересчитаны на естественный вес в корнеплодах, зеленой массе и силосе, обеспечивая эквивалентность этой информации данным, приведенным в таблице 3. Отношения содержания ^{137}Cs в зеленой массе травы и в кукурузном силосе к его содержанию в сене близки к значениям, наблюдаемым в районах России, загрязненных после аварии на Чернобыльской АЭС, подтверждая возможность использования данных для кормовой свеклы при проведении этих оценок. Таким образом, данные таблицы 4 хорошо согласуются с данными таблицы 3, что позволяет их использовать

для оценки контрольных уровней как для кормления лактирующих коров, так и при откорме КРС на мясо. Особое значение это имеет при обосновании КУ для кормов, таких как барда (ржаная и картофельная) и свекловичный жом, данные радиологического мониторинга о содержании ^{137}Cs для которых ограничены.

Контрольные уровни содержания ^{137}Cs в кормах

На основании изложенного методического подхода были рассчитаны контрольные уровни, применение которых гарантирует соблюдение современных санитарно-гигиенических требований по содержанию радионуклидов в продукции животноводства (табл. 5).

Таблица 5

Контрольные уровни содержания ^{137}Cs в кормах (КУ 2021), обеспечивающие соблюдение норматива СанПиН 2.3.2.1078-01 и СанПиН 2.3.2. 2650-10 в молоке и мясе

	Молоко		Мясо		КУ 2021/КУ 2001	
	Расчетное значение	Округленное значение	Расчетное значение	Округленное значение	Молоко	Мясо
Сено	425	400	268	250	1,00	0,63
Сенаж	115	100	72	70	1,25	0,88
Зеленые корма	202	200	75	75	2,00	0,75
Силос	102	100	72	70	1,25	0,88
Корнеплоды	85	80	-	80	1,33	1,33
Солома	153	150	97	100	0,38	0,25
Концентраты	76	70	48	50	0,35	0,25
Барда ржаная	-	100	38	35	1,54	0,54
Жом свекловичный	-	100	35	35	1,54	0,54

Наряду с расчетными величинами приведены округленные значения, которые удобны для практического использования. Следует отметить, что в отличие контрольных уровней КУ-94 в настоящей работе предложено использовать отдельные контрольные уровни для кормов, предназначенных для молочного и мясного скота, рассчитываемые на основе формул 5 и 6. В соответствии с предложенной методологией, в качестве оценок контрольных уровней были взяты минимальные значения, рассчитанные для всех типовых рационов, приведенных в

работе [10]. Значения КУ для мясного скота были рассчитаны как для откорма молодняка, так и выбракованного взрослого скота.

Данные таблицы 5 показывают, что контрольные уровни, обеспечивающие получение молока с содержанием ^{137}Cs , удовлетворяющим требованиям СанПиН 2.3.2. 2650-10, в 1,4-2,7 раза больше, чем аналогичный показатель для мяса. Таким образом, применение контрольных уровней по содержанию ^{137}Cs в мясе к кормам для молочного скота безусловно обеспечит соблюдение требований СанПиН 2.3.2.1078-01 и СанПиН

2.3.2.2650-10. В то же время они будут неоправданно консервативны для кормления молочного скота и могут привести к дополнительным потерям кормов. Таким образом, введение отдельных контрольных уровней позволяет оптимизировать ведение животноводства на загрязненных территориях и избежать возможных потерь кормов,

использование которых допустимо без снижения качества продуктов питания.

Контрольные уровни, приведенные в настоящей работе, отражают соотношения между загрязнением кормов в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС и учитывают различия в кормлении молочного и мясного скота (табл. 6).

Таблица 6

Содержание ^{137}Cs в молоке и мясе при концентрациях ^{137}Cs в кормах, соответствующих контрольным уровням (значения концентраций ^{137}Cs в молоке или мясе, превышающие соответствующие нормативы выделены жирным шрифтом)

Тип рациона	КУ 1994	КУ 2001	КУ 2021
Молочный скот – молоко			
Травяной	148	46	99
Сенной	276	72	93
Смешанный	210	66	83
Силосный	210	56	76
Силосный	162	36	42
Силосно-сенажный	288	58	69
Силосно-концентратный	207	48	67
Среднее отношение к допустимой концентрации	0,58	0,55	0,76
Мясной скот – мясо			
<i>Откорм молодняка</i>			
Травяной (Зелёные корма - 40 кг)	592	160	198
Травяной (Зелёные корма - 35 кг)	602	168	197
Травяной (содержание зелёных кормов 27 кг)	640	188	196
Сенажно-силосный	696	136	153
Сенажный	504	72	106
Силосный (А)	820	179	195
Силосный (Б)	583	122	151
Откорм на барде	1066	192	110
Откорм на жоме	1080	165	114
Среднее отношение к допустимой концентрации	0,99 (0,86 ¹)	0,96 ² (0,76 ¹)	0,79
<i>Откорм выбракованного взрослого крупного рогатого скота</i>			
Травяной (содержание зелёных кормов 40 кг)	640	160	198
Силосно-сенажный	720	106	151
Силосный	816	144	180
Откорм на барде	1774	237	190
Откорм на жоме	1526	201	166
Среднее отношение к допустимой концентрации	1,5 (0,98 ¹)	0,96 (0,76 ¹)	0,87

¹ Без учета рационов на барде и свекловичном жоме

² Для ВДУ в мясе 160 Бк/кг

Сравнивая контрольные уровни для кормов, полученные на основе формул 5 и 6, с аналогичными значениями, ветеринарных правил ВП 13.5.13/06-01 (табл. 6), следует отметить, что они, в большинстве случаев, выше контрольных уровней ВП 13.5.13/06-01 для молока и ниже контрольных уровней ВП 13.5.13/06-01 для мяса. Исключением являются контрольные уровни для концентратов, соломы, барды и жома. В этих случаях значения ВП 13.5.13/06-01 значительно (3–4 раза) превышают контрольные уровни, полученные в нашей работе как для молока, так и для мяса.

Полученные данные показывают, что контрольные уровни КУ-94 и КУ 2001 обеспечивали соблюдение нормативов на безопасность молочной продукции (ВДУ 93 – 370 Бк/кг) или СанПиН 2.3.2.1078-01 (100 Бк/кг), действующие на период их использования. В то же время, концентрации ^{137}Cs в кормах на уровне этих значений могли приводить к значительному превышению нормативов по содержанию этого радионуклида в мясе для большинства типовых рационов. Это позволяет сделать вывод, что КУ-94 и КУ 2001 были в первую очередь направлены на получение молока, удовлетворяющего нормативам. Потенциальное превышение ^{137}Cs в мясе не велико (10–30 %) и могло быть компенсировано за счет дополнительного откорма животных на чистых кормах. Контрольные уровни на содержание ^{137}Cs в барде и жоме не обеспечивали безопасности получаемого мяса и были неадекватно оценены на основе практики ведения производства в загрязненных районах.

В таблице 6 также приведены средние отношения концентрации ^{137}Cs в молоке при кормлении животных кормами с содержанием ^{137}Cs на уровне КУ-94 и ВП 13.5.13/06-01, рассчитанные для типовых рационов кормления животных. Средние значения отношений концентраций ^{137}Cs в молоке на уровне КУ-94 и ВП 13.5.13/06-01 к нормативам на допустимое содержание ^{137}Cs в этом продукте находятся на уровне 0,55–0,58, то есть обеспечивают безопасность производимого молока почти с двукратным консерватизмом. Аналогичные отношения, рассчитанные для мяса, достаточно близки к

единице, что подтверждает выводы, сделанные выше. Таким образом, нормативы КУ-94 и КУ 2001 могли приводить к необоснованным действиям по содержанию и кормлению лактирующих коров.

Раздельные контрольные уровни на содержание ^{137}Cs в кормах молочного и мясного скота, предложенные в настоящей работе, обеспечивают существенно более рациональное использование кормов, производимых на загрязненной территории. При этом среднее значения отношения концентраций ^{137}Cs на уровне КУ 2021 к нормативам содержание ^{137}Cs в молоке, соответствующее СанПиН 2.3.2. 2650-01, составляет 0,76 для молока и 0,79-0,87 – для мяса, обеспечивая разумный консерватизм для обеспечения безопасности всего набора рационов кормления животных.

Предложенные контрольные уровни также обеспечивают возможность оптимального подбора рационов в зависимости от уровня загрязнения территорий. Минимальное содержание в молоке при содержании ^{137}Cs в кормах лактирующих коров соответствует силосно-сенажному и силосно-концентратному рационам, а для скота на откорме на мясо – сенажному и силосно-сенажному рационам. Высокое содержание ^{137}Cs в молоке соответствует рационам с повышенным содержанием кукурузного силоса (28-30 кг). Наибольшие концентрации ^{137}Cs в молоке характерны для травяных рационов, то есть при выпасе животных на пастбище, что требует особого внимания при организации контроля кормов для животных в летний период. Определенное внимание должно уделяться и определению удельной активности ^{137}Cs в барде и свекловичном жоме. В то же время эти корма производятся на предприятиях по переработке, что снижает потенциальную погрешность оценки содержания радионуклидов в продукции животноводства, связанную с отбором проб.

Заключение

Впервые предложен метод оценки контрольных уровней в кормах крупного рогатого скота, основанный на учете вероятностного характера параметров перехода ^{137}Cs в корма и продукцию животноводства.

Особенностями этого метода является логичный алгоритм обоснования контрольных уровней и введение отдельных контрольных уровней для кормов, используемых для содержания молочного и мясного скота. Использование этих контрольных уровней обеспечивает получение безопасной продукции животноводства для всех типовых рационов содержания животных. Использование предложенных контрольных уровней, позволяет оптимизировать технологии ведения животноводства в районах Российской Федерации, загрязненных после аварии на ЧАЭС.

Список литературы

1. Временное допустимое содержание радиоактивного йода в питьевой воде и пищевых продуктах на период ликвидации последствий аварии (утв. Главным Государственным санитарным врачом СССР 6 мая 1986 г. № 4104-86). М.: Минздрав СССР, 1986.
2. ВДУ-86. Временные допустимые уровни содержания радиоактивных веществ в продуктах питания, питьевой воде, лекарственных травах (суммарная бета-активность). №129-252/ДСП от 30 мая 1986 г. М.: Минздрав СССР, 1986. 1 с.
3. ВДУ-91. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде, устанавливаемые в связи с аварией на Чернобыльской АЭС. 22.01.1991 г.: М.: Минздрав СССР, 1991. 2 с.
4. ВДУ-93. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-134, -137 и стронция-90 в пищевых продуктах. ГН 2.6.005-93. Государственный комитет санитарно-эпидемиологического надзора РФ. Утверждено Постановлением Госсанэпиднадзора России от 21 июля 1993 г. № 7. М.: Минздрав СССР, 1993. 3 с.
5. Инструкция о радиологическом контроле качества кормов (утв. Главным государственным ветеринарным инспектором РФ 1 декабря 1994 г. № 13-7-2/216).
6. ВП 13.5.13/03-00. Государственная система ветеринарного нормирования Российской Федерации. Радиационная безопасность. Ветеринарные правила обеспечения радиационной безопасности животных и продукции животного происхождения (утв. Главным государственным ветеринарным инспектором РФ 25.05.2001). М.: Минсельхозпрод России, 2000. 7 с
7. СанПиН 2.3.2.560-96. Санитарные правила и нормы. Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов (утв. и введ. в действие постановлением Госкомсанэпиднадзора России от 24 октября 1996 г. № 27). М.: Госкомсанэпиднадзор России, 1997.
8. СанПиН 2.3.2.1078-01. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Утв. Главным государственным санитарным врачом РФ Г.Г. Онищенко 06.11.2001 г. (с изменениями от 31 мая 2002 г., 20 августа 2002 г., 15 апреля 2003 г.).
9. Об утверждении СанПиН 2.3.2.2650-10 «Дополнения и изменения № 18 к санитарно-эпидемиологическим правилам и нормативам СанПиН 2.3.2.1078-01 «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов»: постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 28 июня 2010 г. № 71.
10. Томмэ М. Ф. Типовые рационы для крупного рогатого скота, свиней и овец по зонам страны. М.: «Колос», 1971. 612 с.
11. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments. IAEA Technical Reports Series No. 472. Vienna: IAEA, 2010. 194 p.
12. Radionuclide transfer to animal products: revised recommended transfer coefficient values / B.J. Howard [et al.] // J. of Environ. Radioact. 2009. V. 100. PP. 263–273.
13. Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: 2. Transfer to milk / S. Fesenko [et al.] // J. Environ. Radioact. 2007. V. 98. PP. 104–136.
14. Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: 3. Transfer to muscle / S. Fesenko [et al.] // J. Environ. Radioact. 2009. V. 100. PP. 215–231.
15. Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: Transfer to animal tissues / S. Fesenko [et al.] // J. Environ. Radioact. 2018. V. 192. PP. 233–249.
16. Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: part 1. Gut absorption / S. Fesenko [et al.] // J. Environ. Radioact. 2007. V. 98. PP. 85–103.
17. Review of Russian-language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: part 4. Transfer to poultry / S. Fesenko [et al.] // J. Environ. Radioact. 2009. V. 100. PP. 815–822.
18. The dynamics of the transfer of caesium-137 to animal fodder in areas of Russia affected by the Chernobyl accident and doses resulting from the consumption of milk and milk products / S. Fesenko [et al.] // Rad. Protect. Dosim. 1997. V. 69(4). PP. 289–

299.

19. Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned / *S.V. Fesenko [et al.]* // *J. Radiol. Prot.* 2006. V. 26. PP. 351-359.

20. Dynamics of ^{137}Cs concentration in agricultural products in areas of Russia subjected to contamination after the accident at the Chernobyl nuclear power plant / *S.V. Fesenko [et al.]* // *Radiat. Protect. Dosim.* 1995. V. 60(2). PP. 155–166.

21. Important factors governing exposure of the population and countermeasure application in rural settlements of the Russian Federation in the long term after the Chernobyl accident / *S.V. Fesenko [et al.]* // *J. Environ. Radioact.* 2001. V. 56. PP. 77–98.

22. Радиэкологическая оценка сельскохозяйственных земель и продукции юго-западных районов Брянской области, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС / *А.В. Панов [и др.]* // *Радиационная гигиена.* 2019. Т. 12. № 1. С. 25–33.

Радиационная обстановка на землях лесного фонда Российской Федерации после аварии на Чернобыльской АЭС: современное состояние и перспективы реабилитации

Мартынюк А.А., Родин С.А., Раздайводин А.Н., Радин А.И., Ромашкин Д.Ю.

ФБУ «ВНИИ лесоводства и механизации лесного хозяйства»

Представлены данные об истории формирования системы радиационного мониторинга в лесном хозяйстве РФ после аварии на ЧАЭС. Проанализирована динамика изменения радиационной обстановки в лесном фонде. Описан комплекс организационно-технических, технологических и санитарно-гигиенических защитных мероприятий, направленных на снижение дозовых нагрузок на работников лесного хозяйства и население, проживающее в этих районах. Оценены последствия возгорания загрязненных лесов. Показано, что оценка радиационной обстановки, контроль за уровнями загрязнения продукции леса, научно-обоснованные мероприятия по лесовосстановлению и лесоразведению обеспечивают восстановление нормального режима ведения лесного хозяйства.

Лесной фонд, радиационная обстановка, радиационный мониторинг, лесные пожары, комплексные мероприятия, лесовосстановление

Проведение ядерных испытаний и радиационные аварии на предприятиях ЯТЦ привели к формированию территорий с повышенными уровнями загрязнения, включая наземные природные фитоценозы. Радиоактивному загрязнению подверглись леса на территориях европейской части России, Юго-Восточного Урала и Алтая. По состоянию на 2021 г. (по данным Рослесхоза) площадь лесов России с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs свыше $37 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ (свыше $1 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$) составляет более 600 тыс. га, а ^{90}Sr с плотностью более $5,55 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ (более $0,15 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$) – около 400 тыс. га. В настоящее время мониторинг радиационной обстановки в лесах осуществляется лабораториями радиационного контроля ФБУ «Российский центр защиты леса» (ФБУ «Рослесозащита») и центральной лабораторией ФБУ «Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства» (рис. 1).

Острая необходимость в формировании структуры подразделений радиационного контроля в лесном хозяйстве была связана с последствиями аварии на Чернобыльской АЭС. На территории Российской Федерации лесные угодья в 19 субъектах общей площадью более 1,5 млн га попали в зону радиоактивных выпадений. Потребовалась разработка и внедрение специальных защитных

мероприятий, основой которых должен был стать радиационный мониторинг лесов [1, 2]. В 1991 г. началось создание сети стационарных участков (пунктов постоянного наблюдения) радиационного мониторинга лесов в загрязненных регионах Российской Федерации, охватывающей все зоны радиоактивного загрязнения в различных почвенно-климатических условиях. В настоящее время сеть насчитывает около 100 участков. Она дополняется совместной сетью радиационного мониторинга лесов Союзного государства.

На момент аварии в системе Государственного комитета СССР по лесу не существовало специальной радиологической службы или отдельных подразделений в структуре лесхозов. Первое обследование государственных лесов и продукции леса на территориях Украины, Белоруссии и Российской Федерации с целью оценки уровней загрязнения ^{137}Cs было проведено под руководством и по методикам Всесоюзного научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии (в настоящее время – ВНИИ радиологии и агроэкологии) с привлечением сотрудников лесхозов. Были подготовлены карты загрязнения в Брянской области 82,9 тыс. га, Киевской – 60,2 тыс. га и Гомельской – 357,7 тыс. га. На карты-схемы лесхозов были нанесены зоны

радиоактивного загрязнения. Материалы использованы при разработке инструкции по ведению лесного хозяйства и нормативов на содержание ^{137}Cs в продукции леса. Были подготовлены «Рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения». Сотрудниками ВНИИРАЭ

была оказана научно-методическая помощь ВНИИ химизации лесного хозяйства в период его становления как головного учреждения по проблеме ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения.

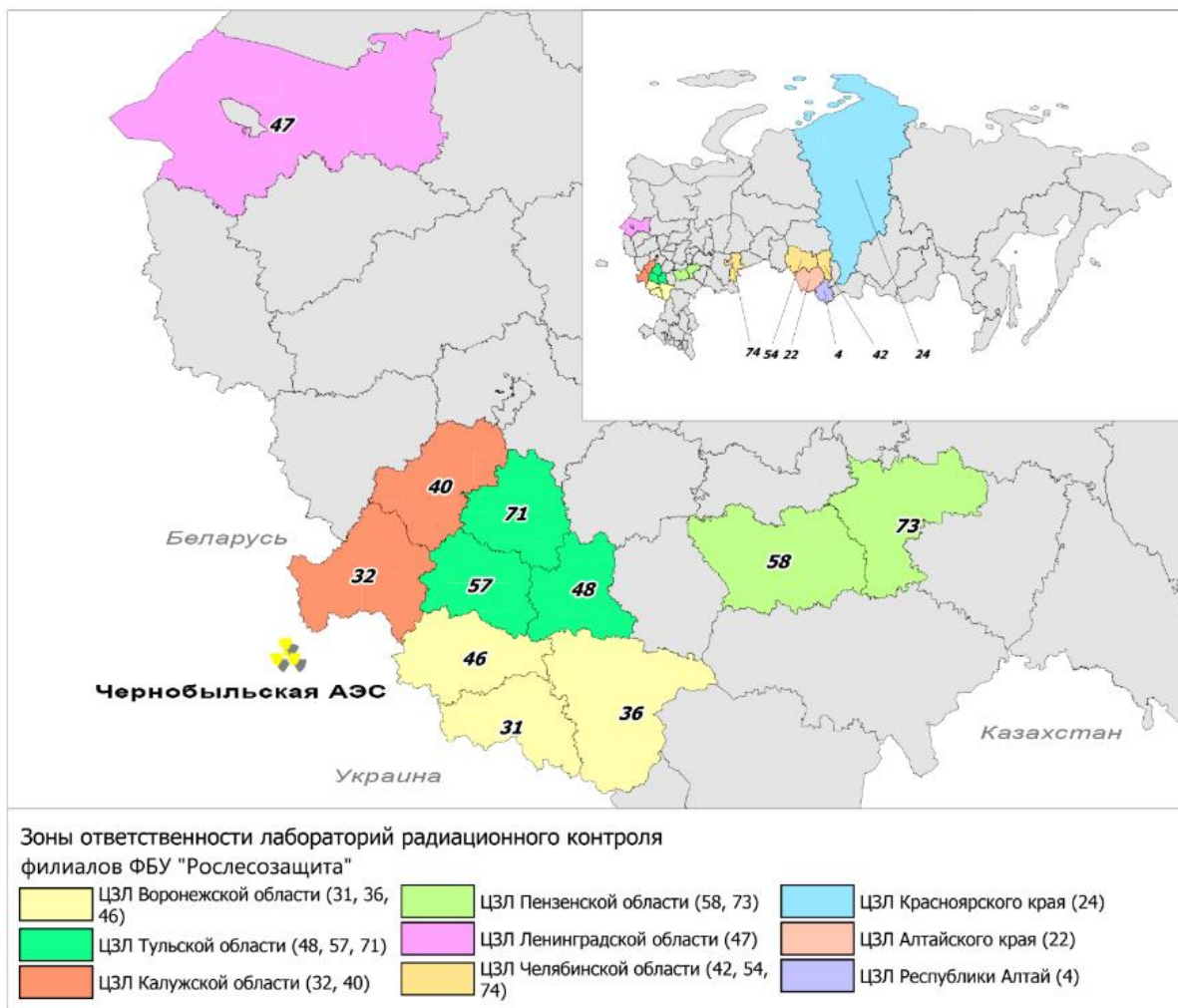


Рисунок 1. Размещение лабораторий радиационного контроля ФБУ «Рослесзащита» на территории Российской Федерации

В соответствии с распоряжением Правительственной комиссии в Государственном комитете СССР по лесу, Министерствах лесного хозяйства РСФСР, Украины и Белоруссии были образованы Комиссии по преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС под председательством заместителей Министров. В областных управлениях лесного хозяйства были созданы аналогичные комиссии, а в лесхозах организованы лаборатории радиационного контроля. Для непосредственного руководства этими

мероприятиями Управление химизации лесного хозяйства было преобразовано в Управление химизации и радиационной экологии леса Государственного комитета СССР по лесу. На него же было возложено руководство службой радиационного контроля в лесном хозяйстве. Управление возглавлял участник ликвидации аварии на ЧАЭС, ветеран ВОВ, Заслуженный лесовод Российской Федерации, доктор биологических наук, профессор И.И. Марадудин.

Радиационная обстановка на землях лесного фонда Российской Федерации и динамика ее изменения

Первое детальное поквартальное радиационное обследование земель лесного фонда европейской части России было проведено в 1991–1996 гг., по результатам которого площадь лесов с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs свыше $37 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($1 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$), находящихся в ведении Рослесхоза в 15 российских областях, составляла ~1 млн. гектаров [3, 4]. В связи с прошедшей в 2000-х годах реорганизацией системы государственного управления лесами в ведение Рослесхоза были переданы также лесные территории, входившие в состав сельскохозяйственных предприятий. По результатам повторных обследований в Белгородской и Курской областях были выявлены лесные участки в зоне $185\text{--}555 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($5\text{--}15 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$). По данным обследований

площадь лесов, загрязненных ^{137}Cs в результате аварии на ЧАЭС, по состоянию на 1 января 2009 г., составила 1208,2 тыс. га. На сегодняшний день в зонах радиоактивного загрязнения остается 642,2 тыс. га земель лесного фонда (табл. 1). Наибольшему радиоактивному загрязнению подвергся лесной фонд Брянской области. Только в этой области есть леса с плотностью загрязнения почвы выше $185 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($5 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$). Леса в Брянской области относятся к лесничествам, носящим названия муниципальных районов, в которых располагаются их конторы, но занимают большую территорию. Так, например, Клинцовское лесничество включает территории Красногорского, Гордеевского, Клинцовского и Суражского муниципальных районов, а Злынковское лесничество – территории Новозыбковского, Злынковского и Климовского муниципальных районов.

Таблица 1

Распределение лесного фонда России по плотности загрязнения ^{137}Cs свыше $37 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($1 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$) в результате Чернобыльской катастрофы, по зонам радиоактивного загрязнения (по состоянию на 01.07.2021 г., данные ФБУ «Рослесозащита»)

Субъект Российской Федерации	Всего загрязнено, тыс. га	В том числе по зонам радиоактивного загрязнения, тыс. га			
		37–185 (1–5)	185–555 (5–15)	555–1480 (15–40)	более 1480 (более 40)
Белгородская область	13,7	13,3	0,5	–	–
Брянская область	218,5	127,1	78,1	12,4	0,8
Воронежская область	10,4	10,4	–	–	–
Калужская область	149,3	135,5	13,3	0,5	0,0
Курская область	8,2	8,2	0,0	–	–
Липецкая область	7,7	7,7	–	–	–
Орловская область	44,4	44,4	–	–	–
Пензенская область	76,0	76,0	–	–	–
Рязанская область	18,3	18,3	–	–	–
Тульская область	62,7	61,0	1,8	–	–
Ульяновская область	33,0	33,0	–	–	–
Итого:	642,2	534,7	93,7	13,0	0,8

В соответствии с приказом Министерства природных ресурсов Российской Федерации № 283 от 8 июня 2017 года «Об утверждении Особенности осуществления профилактических и реабилитационных мероприятий в зонах радиоактивного загрязнения лесов» 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, от 185 до 555, от 555 до 1480 и свыше $1480 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$;

– плотности загрязнения почвы ^{90}Sr – от

5,55 до 37, от 37 до 111 и свыше 111 кБк·м⁻².

Основанием для отнесения лесов к определенной зоне являются данные поквартального обследования лесов. При этом в зоны радиоактивного загрязнения объединяют лесные участки с однородными показателями по составу выпавших радионуклидов, плотности загрязнения почвы, мощности дозы гамма-излучения, плотности потока бета-частиц, требующие использования одинаковых защитных мероприятий и режима радиационно-безопасного ведения хозяйства.

Радиоактивное загрязнение лесов имеет специфические особенности по сравнению с ландшафтами других типов. Выпавшие радионуклиды долгое время остаются под пологом леса и на поверхности почвы, создавая более высокие уровни радиационного фона, чем на открытых территориях. Вовлекаясь в биологический круговорот веществ, радионуклиды поступают в лесную растительность и прочно удерживаются лесными экосистемами. Реальное «очищение» загрязненных лесов происходит лишь за счет радиоактивного распада нуклидов (табл. 2).

Таблица 2

Динамика и прогноз изменения площадей лесного фонда России с загрязнением по ¹³⁷Cs свыше 37 кБк·м⁻² (1 Ки·км⁻²), тыс. га

Субъект Российской Федерации	2006*	2021*	2036**	2046**	2056**
Белгородская область	13,8	13,7	10,9	7,3	4,8
Брянская область	292,1	218,5	177,2	158,2	143,1
Воронежская область	10,8	10,4	5,1	2,1	1
Калужская область	223,6	149,3	123	100,9	77,4
Курская область	22,6	8,2	5,3	2,7	1,4
Ленинградская область	85,7	–	–	–	–
Липецкая область	8,2	7,7	1,1	–	–
Республика Мордовия	1,3	–	–	–	–
Орловская область	110,1	44,4	18,3	9,4	2,9
Пензенская область	132,2	76	23,2	10,3	2,5
Рязанская область	46,6	18,3	3,7	1,1	0,5
Смоленская область	5,0	–	–	–	–
–Тамбовская область	1,7	–	–	–	–
Тульская область	84,15	62,7	35,7	25,2	17,8
Ульяновская область	41,2	33,0	1,0	–	–
Всего	1 079,05	642,2	404,5	317,2	251,4

* по данным радиационных обследований Рослесхоза

** прогнозные значения

Наиболее серьезную проблему загрязнение лесов представляет в Брянской области, где сохраняются участки с высокой плотностью загрязнения почвы. В отдельных лесных кварталах юго-западных районов области плотность загрязнения почвы ¹³⁷Cs превышает 3700 кБк·м⁻² (100 Ки·км⁻²). Наибольшие площади и наиболее высокие плотности радиоактивного загрязнения лесов (выше 15 Ки·км⁻²) сосредоточены в Гордеевском, Злынковском, Красногорском и Новозыбковском районах. На этих территориях запрещены все виды лесопользования, заготовки

сена, дикорастущих плодов, ягод, грибов, лекарственного и технического сырья, охота, рыбная ловля, неорганизованный туризм и т. д. По состоянию на 2018 год леса с плотностью загрязнения почвы выше 1480 кБк·м⁻² остались в Красногорском и Новозыбковском районах, за прошедшие 30 лет их площади в силу естественных процессов уменьшились в Красногорском районе в 2,3 раза, в Новозыбковском районе – в 7,7 раз. По оценкам специалистов ФБУ «Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства» участки с

плотностью загрязнения выше $1480 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ через 60 лет после аварии останутся только в лесах Красногорского района [5].

Помимо Брянской области небольшие участки с плотностью загрязнения ^{137}Cs $555\text{--}1480 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($15\text{--}40 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$) сохраняются в Калужской области. В Тульской, Белгородской и Курской областях встречаются локальные участки с плотностью загрязнения $185\text{--}555 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($5\text{--}15 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$). В остальных областях все лесные участки находятся в зоне с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs $37\text{--}185 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($1\text{--}5 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$).

В Ленинградской, Смоленской, Тамбовской областях и Республике Мордовия все лесные территории имеют плотность загрязнения ниже $37 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($1 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$). Площадь загрязненных ^{137}Cs лесов к 2056 году сократится до 0,25 млн га.

Лес, с одной стороны, является эффективным биогеохимическим барьером, который удерживает радионуклиды, предотвращая их природный вынос за пределы загрязненных территорий, а с другой, – сам на долгое время останется источником повышенной радиационной опасности. Исследования процессов распределения ^{137}Cs в лесных почвах показали, что в большинстве типов леса наиболее загрязненной радионуклидами оказывается лесная подстилка. Уровни ее загрязнения при плотности загрязнения почвы ^{137}Cs $1500 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ могут достигать $30\text{--}35 \text{ кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Что касается минеральной части почвы, то основное количество радионуклидов сосредоточено в слое 0–10 см. Интенсивность миграции радионуклидов во многом связана с типом древесной формации.

Значительная часть дозы облучения населения, проживающего на загрязненной территории, формируется за счет потребления пищевых продуктов леса от 30 % до 80 %. По данным ФБУ «Рослесзащита» из обследованных в 2011–2012 гг. лесосек не соответствовали допустимым уровням по содержанию ^{137}Cs в древесине, отпускаемой на корню, 15–21 % (Брянская и Калужская области) [6].

Из отобранных проб грибов, ягод и лекарственного сырья не соответствовало допустимым уровням по содержанию ^{137}Cs в Калужской, Орловской и Тульской областях 60–

75, 7–27 и 4–13 %, соответственно, а в наиболее загрязненных юго-западных районах Брянской области 84–93 %. Виды лесных грибов и ягод по степени накопления ^{137}Cs можно подразделить на три группы: сильнонакапливающие, средненакапливающие и слабонакапливающие. К сильнонакапливающим грибам относятся горькушка, свинушка и некоторые другие грибы. Лидерами среди ягод по степени накопления ^{137}Cs являются черника и брусника. Содержание ^{137}Cs в лесной растительности зависит не только от плотности радиоактивного загрязнения почвы лесных участков, но и от биологических особенностей отдельных видов.

В последние 5 лет превышения допустимых уровней содержания ^{137}Cs в древесине наблюдаются только в Брянской области и составляют менее 6 % обследованных лесосек. Сверхнормативное загрязнение недревесных лесных ресурсов (пищевых и лекарственных) до сих пор выявляется в Брянской и Калужской областях. Наиболее остро эта проблема стоит в юго-западных районах Брянской области. Так, в Красногорском районе превышение по ^{137}Cs выявляется примерно в 80 % проб грибов и может достигать 50-кратных значений и более [2, 7]. В Калужской области в 2019 году превышения наблюдались в ~20 % проб грибов, ягод и лекарственных растений.

Произошедшее в результате чернобыльской аварии радиоактивное загрязнение лесных массивов привело к нарушению сложившегося режима ведения лесного хозяйства в отдельных районах и создало ряд ограничений при проведении лесохозяйственных работ и реализации возможностей многоцелевого использования леса, изменило социально-экономическое значение лесов. Основными факторами, ограничивающими ведение лесного хозяйства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению при аварии на Чернобыльской АЭС, являются: мощность экспозиционной дозы гамма-излучения; содержание радионуклидов в почве и лесных ресурсах, превышающее допустимые уровни.

В лесном хозяйстве на радиоактивно загрязненных территориях осуществляется комплекс организационно-технических,

лесоводственно-технологических и санитарно-гигиенических защитных мероприятий, направленных на максимально возможное снижение дозовых нагрузок на работников лесного хозяйства и население, проживающее в этих районах. Для практической реализации этих целей были разработаны специальные нормативные документы, регламентирующие в соответствии с Лесным кодексом РФ планирование и осуществление мероприятий по использованию, охране, защите и воспроизводству лесов.

Регламентация лесохозяйственных мероприятий

Особенности регламентации работ при осуществлении рубок, охраны, защиты и воспроизводства лесов на территориях, загрязненных радионуклидами, с целью обеспечения безопасности здоровья человека, природной среды и получения продукции леса установлены в «Методических рекомендациях по регламентации лесохозяйственных мероприятий в лесах, загрязненных радионуклидами» [8].

В зонах загрязнения почвы ^{137}Cs от 37 до 185 и от 185 до 555 $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, ^{90}Sr – от 5,55 до 37 и от 37 до 111 $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ 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 $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ 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 $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, 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.

Порядок использования загрязненных радионуклидами лесов для заготовки пищевых лесных ресурсов и сбора лекарственных растений определяется специальными документами с учетом ограничений, связанных с необходимостью обеспечения радиационной безопасности населения. Оценка содержания радионуклидов в лесных ресурсах осуществляется по результатам проведения радиационного контроля [8].

В настоящее время на состояние лесов на загрязненных территориях влияет ряд неблагоприятных факторов. Из-за ограничений на проведение сплошных санитарных рубок на отчужденных лесных территориях своевременно не ликвидируются очаги развития болезней и вредителей леса, это приводит к увеличению площади усыхающих насаждений. Избыточное количество лесных горючих материалов в пожароопасных мертвопокровных типах леса ведет к снижению противопожарной устойчивости лесных участков с высокими уровнями радиоактивного загрязнения. Пожары в таких лесах представляют опасность как для лиц, занятых в их тушении, так и для жителей близлежащих населенных пунктов.

Специалистами ФБУ «Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства» уделяется особое внимание оценке возможных последствий возгорания загрязненных лесов [9]. Введено понятие «радиоактивный лесной пожар», под которых понимают лесной пожар, при котором горят загрязненные радионуклидами лесные горючие материалы, и образующиеся продукты горения (зола, недожог, дымовой аэрозоль, газообразные продукты) представляют собой открытые источники ионизирующего излучения. Обоснованы специальные подходы и меры лесовосстановления и лесоразведения в зонах радиоактивного загрязнения, которые направлены на предотвращение вторичного загрязнения лесов радионуклидами, в том числе при лесных пожарах. Создана

классификация лесных участков, загрязненных вследствие аварии на ЧАЭС, и возникающих на них радиоактивных лесных пожаров по степени опасности и необходимости применения специальных мер [7].

Для раннего предупреждения возгораний в загрязненных лесах и на прилегающих к ним территориях используется система распределенного видеонаблюдения на основе объединенных в единую сеть IP-камер на вышках сотовых операторов и других высотных объектах. Основная часть

загрязненных территорий – Юго-западная часть Брянской области (Клинцовское и Злынковское лесничества) – охвачена системой дистанционного противопожарного видеонаблюдения за лесами с высокими уровнями радиоактивного загрязнения (создана 2015–2016 гг. в рамках реализации мероприятий «Программы совместной деятельности по преодолению последствий чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства на период до 2016 года») [10].

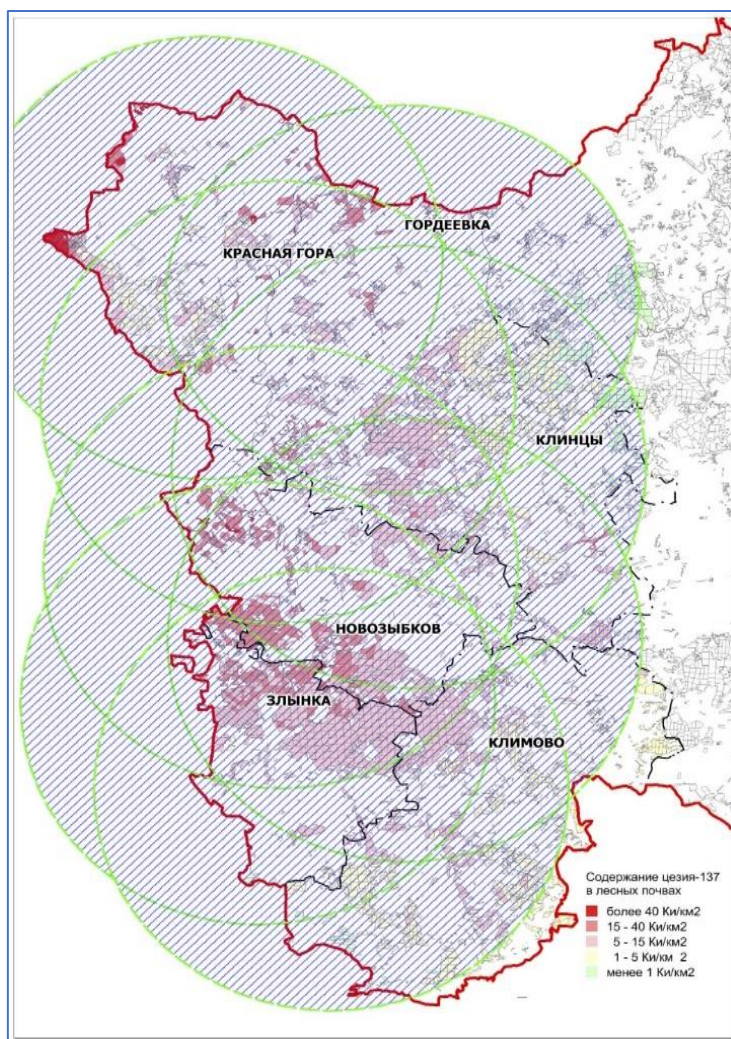


Рисунок 2. Зона обнаружения пожаров в Злынковском и Клинцовском лесничествах Брянской области (при условиях: размер дымового облака 50 м, высота 20 м; прозрачность атмосферы – 50 км)

В отдаленный период после аварии на ЧАЭС к приоритетным направлениям реабилитации лесов, помимо защиты от пожаров, специалисты ВНИИЛМ относят:

– максимальное снижение доз облучения населения и персонала, работающего на

загрязненной территории, с учетом экономических и социальных факторов;

– получение максимально возможного объема продукции с допустимым уровнем содержания радионуклидов при минимальных трудозатратах.

Проблема радиоактивного загрязнения лесов имеет долговременный характер. Несмотря на существенное улучшение через 35 лет после аварии радиационной обстановки, сохраняются значительные площади лесов, на которых должны действовать ограничения на ведение хозяйственной деятельности по радиационному признаку.

Дозовые нагрузки на работников лесного хозяйства и местное население, а также загрязнение лесных ресурсов на пострадавших территориях требуют продолжения осуществления профилактических и реабилитационных мероприятий, основой которых служит система радиационного контроля и радиэкологического мониторинга в лесах. Необходимо совершенствование методов радиэкологического мониторинга, внедрение методов оценки биологической, в т.ч. генетической и противопожарной устойчивости насаждений в условиях хронического облучения.

Отдельной проблемой остается неполнота и противоречивость нормативно-правовой базы, требующая гармонизации законодательства в области лесных отношений, радиационной безопасности и охраны природы. Одним из проблемных вопросов обеспечения радиационной безопасности лесов является необходимость, в частности, закрепления в Лесном кодексе Российской Федерации понятий, предусматривающих осуществление на федеральном уровне государственного радиационного мониторинга лесов: в целях охраны лесов от радиоактивного загрязнения осуществляется комплекс мероприятий, направленных на обеспечение радиационной безопасности в лесах, включающий государственный радиационный мониторинг лесов, радиационное обследование лесов, проведение профилактических и реабилитационных мероприятий в загрязненных радионуклидами лесах.

Опыт ликвидации аварии на ЧАЭС показал, что корректная оценка радиационной обстановки, контроль за уровнями загрязнения продукции леса, научно-обоснованные мероприятия по лесовосстановлению и лесоразведению в зонах радиоактивного загрязнения, сохранение средообразующей функции лесов обеспечивают восстановление

нормального режима ведения лесного хозяйства и возвращение в хозяйственное использование загрязненных лесных участков. Эффективность реабилитационных мероприятий в лесном хозяйстве может быть реально достигнута, но успех в этой работе в значительной степени определяется научно-методической поддержкой и необходимым уровнем материально-технической оснащенности.

Список литературы

1. Радиэкологические проблемы в лесах России [Электронный ресурс] / А.Н. Раздайводин, И.И. Марадудин, А.И. Радин, Д.Ю. Ромашкин // Лесохоз. информ.: электрон. сетевой журнал. 2019. № 3. С. 116-133. URL: <http://lhi.vniilm.ru/DOI:http://dx.doi.org/10.24419/LHI.2304-3083.2019.3.10>.
2. Раздайводин А.Н., Марадудин И.И. Современные аспекты радиационной безопасности в лесах Российской Федерации // ВНИИЛМ – 80 лет научных исследований: сборник статей, посвященный 80-летию ВНИИЛМ. М.: ВНИИЛМ, 2014. С. 167–183.
3. О выполнении программы по контролю за радиационной обстановкой в лесном фонде: Приказ руководителя Федеральной службы лесного хозяйства России от 10.01.1995 г. № 5.
4. Об утверждении карт лесного фонда, загрязненного цезием-137: Приказ руководителя Федеральной службы лесного хозяйства России от 25.06.1996 г. № 110.
5. Марченко Т.А., Радин А.И., Раздайводин А.Н. Ретроспективное и современное состояние лесных территорий приграничных районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13. № 2. С. 6–18.
6. СП. 2.6.1.759-99. Санитарные правила 2.6.1 Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Допустимые уровни содержания цезия-137 и стронция - 90 в продукции лесного хозяйства (утверждены и введены в действие Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации 02 июля 1999 года).
7. Раздайводин А.Н., Ромашкин Д.Ю. Комплексная оценка опасности лесных пожаров в зонах радиоактивного загрязнения лесов // Инновации и технологии в лесном хозяйстве: труды Санкт-Петербургского НИИ лесного хозяйства. СПб., 2011. Вып. 1(24). Ч. 1. С. 243–250.
8. Методическими рекомендациями по

регламентации лесохозяйственных мероприятий в лесах, загрязненных радионуклидами (утв. Приказом Рослесхоза от 16.03.2009 г. № 81 «Об утверждении методических документов»).

9. *Раздайковин А.Н., Радин А.И., Ромашкин Д.Ю.* Итоги и перспективы реабилитации лесов, загрязненных радионуклидами // Радиоэкологические последствия радиационных аварий: к 35-летию аварии на ЧАЭС: сб. докладов / Под ред. чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой, д.т.н В.М. Шершакова. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2021. С. 18–22.

10. Отчет ФБУ ВНИИЛМ о научно-исследовательской работе Государственного задания «Проведение прикладных научных исследований в сфере деятельности Федерального агентства лесного хозяйства» на 2017 год (утв. приказом Рослесхоза № 522 от 26.12.2016 г.) по работе 24 «Совершенствование методического обеспечения системы охраны лесов от пожаров, расположенных на землях, подвергшихся радиоактивному загрязнению цезием-137» (заключительный).

Радиационное воздействие на аграрные и природные экосистемы в зоне воздействия выбросов Чернобыльской АЭС: биологические эффекты

Гераськин С.А., Фесенко С.В., Волкова П.Ю., Исамов Н.Н.

ФГБНУ ВНИИ радиологии и агроэкологии

Обобщены результаты многолетних исследований в природных и аграрных экосистемах за проявлением биологических эффектов у растений и животных, населяющих территории, подвергшиеся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Выделено два периода по интенсивности воздействия облучения - краткосрочное облучение и последующего длительного этапа с медленным падением мощности дозы. Описаны биологические эффекты радиационного воздействия на популяционном и организменном, а также генетические эффекты. Показано, что последствия аварии на ЧАЭС для биоты носили разнообразный характер – от повышенного уровня мутагенеза до поражения на экосистемном уровне. Тяжесть радиационных эффектов зависела от дозы, полученной в первый период аварии. Радиационные эффекты в природных и аграрных экологических системах зависели от радиочувствительности составляющих экосистему видов.

Чернобыльская АЭС, радиоактивное загрязнение, экосистемы, биота, биологические эффекты, дозы, биологические эффекты

Авария на Чернобыльской АЭС привела к загрязнению обширных территорий с различными природно-климатическим, ландшафтными и почвенными условиями. Радиационному воздействию подверглись биологические компоненты аграрных экосистем, наземных и водных природных экосистем, при этом наибольшее воздействие отмечено в 30-км зоне ЧАЭС. Во многих случаях решающую роль в формировании загрязнения сыграл рельеф местности, что привело к высокой степени неоднородности загрязнения территории. Широкомасштабное и неравномерное радиоактивное загрязнение, разнообразие реакций живой природы на разных уровнях биологической организации – от молекулярно-клеточного до экосистемного – сделали исследования биологических последствий чернобыльской аварии источником уникальной научной информации.

При анализе радиобиологических последствий аварии на ЧАЭС выделяют два периода времени, различающиеся по выраженности радиационных эффектов:

– 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 [1, 2].

Временной интервал особенно важен для первого периода: радиоактивные выпадения пришлось на конец апреля – 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 [3].

Многолетняя динамика дозы облучения организмов наземной биоты характеризуется постепенным снижением, обусловленным процессами физического распада этих радионуклидов и их миграцией вглубь почвы. В настоящее время дозовые нагрузки на наземную биоту на загрязненных участках территории Брянской области за пределами зон отчуждения в среднем более чем на порядок ниже установленных безопасных уровней облучения биоты [4]. В других областях России дозовые нагрузки на природную биоту еще более низкие. На наименее

загрязненных территориях дополнительное облучение организмов биоты практически не выходило за пределы вариаций природного фона.

На протяжении всего периода после аварии ведутся исследования по оценке радиационного воздействия на экосистемы с целью выявления биологических эффектов с учетом характеристик радиоактивных выпадений, времен после аварии, видов растительных и животных организмов, особенностей функционирования природных и аграрных экосистем.

Аграрные экосистемы

Сельскохозяйственные растения

Организменный уровень

В первый период после аварии были обнаружены факты радиационного воздействия на зерновые культуры. В частности, 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 [5]. При поглощенной за первый месяц дозе 15 Гр было зафиксировано снижение урожая озимой ржи на 50 % и частичная стерильность зерна [6].

Бобы сорта Белорусские и горох сорта Уладовский юбилейный выращивали на пяти участках 30-км зоны с уровнями загрязнения 60–925 кБк/м² по ⁹⁰Sr и 150–2700 кБк/м² по ¹³⁷Cs, поглощенная доза γ -излучения за 110 дней вегетации в зависимости от участка составляла 0,03–2,5 Гр. Только при максимальной дозе у бобов были зарегистрированы [7] признаки радиационного воздействия: снижение количества соцветий на растение, 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 абберрантных клеток в корешках проросших семян у бобов составляла 1–2 %, при 1,1 Гр – возрастала вдвое, при 2,5 Гр – в 8 раз. У гороха регистрировали четырехкратное увеличение частоты абберранций лишь при максимальной дозе (2,5 Гр).

Кроме воздействия на продуктивность

сельскохозяйственных культур, был выявлен факт снижения устойчивости растений к заболеваниям – у трех сортов озимой пшеницы в 10-км зоне ЧАЭС зараженность мучнистой росой и бурой ржавчиной была в 1,5–2,0 раза выше, чем у контрольных растений [8].

Генетические эффекты

Частота абберрантных клеток корневой меристемы проростков семян озимых ржи и пшеницы урожая 1986 г. и их нагруженность повреждениями увеличивались вместе с дозой [6]. Статистически значимое превышение спонтанного уровня абберранций зафиксировано при поглощенной дозе 3,1 Гр, угнетение митотической активности – 1,3 Гр, всхожести – 12 Гр [9], 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. Наиболее вероятное объяснение этого феномена связано с дестабилизацией генома растений, выращенных из подвергшихся радиационному воздействию семян [10].

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 % [7]. У растений, третья вегетация которых проходила в 30-км зоне, преобладала частичная и полная стерильность, укороченный колос и др. У растений, выращенных из семян этого поколения на чистой почве, уровень стерильности был 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.

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 [11]. 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.

Влияние хронического облучения на частоту мутаций в клетках зародышевой линии пшеницы было показано на загрязненных радионуклидами территориях вблизи Чернобыльской АЭС. Хроническое облучение привело к трехкратному увеличению частоты гетерозиготных структурных вариантов в 13 мономорфных микросателлитных локусах. Авторы считают, что такое существенное возрастание частоты мутаций может быть связано с немишенными эффектами облучения [12].

Сельскохозяйственные и домашние животные

Организменный уровень

Радиационные эффекты у сельскохозяйственных животных в условиях аварии на ЧАЭС были связаны 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 составляло 230:1,2:1 [13]. Дозы на слизистую ЖКТ крупного рогатого скота (КРС) за первый месяц после аварии могли превышать 10 Гр у

небольшого количества животных, 7 Гр – у десятков тысяч голов эвакуированного скота и в пределах 1 Гр – у остального поголовья [1]. 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.

В июне 1986 г. у КРС и лошадей была выявлена тенденция к снижению бета-литической активности крови при дозе внешнего облучения 0,5–0,7 Гр. Содержание животных на территориях с плотностью загрязнения пастбищ ^{137}Cs на уровне 1480 кБк/м² приводило к снижению показателей естественной резистентности, при этом у телят бактерицидная активность сыворотки крови снижалась на 2–9 %, а активность лизоцима – на 11–34 %.

Через 7–10 лет после аварии содержание КРС на загрязненной территории (1480 кБк/м²) сопровождалось снижением показателей естественной резистентности гуморального и клеточного иммунитета. Содержание лизоцима и бактерицидной активности сыворотки крови было ниже на 41,0 и 8,2 % соответственно, фагоцитарной активности нейтрофилов – на 13,1 % [14].

Степень подавления функций щитовидной железы зависела от полученной дозы (69 % снижение при дозе 50 Гр на щитовидную железу, 82 % – при дозе 280 Гр) [15]. В течение первого месяца в щитовидной железе наблюдали расстройства гемодинамики, гиперемии, отек стромы, полнокровие капилляров, межфолликулярной ткани, кровоизлияния в интерстициальную ткань и в полость фолликулов. В последующие 1,5–2 месяца изменялся объем щитовидной железы, обнаруживали некродистрофические изменения эпителия фолликулов, пикноз ядер, гибель и слущивание эпителиальных клеток, появление тяжелей соединительной ткани. Спустя пять месяцев после аварии отмечали уменьшение щитовидной железы в объеме,

уплотнение и слоистость на разрезе. При гистологическом исследовании обнаруживали фиброз органа, а спустя восемь месяцев отмечали атрофию щитовидной железы с появлением на месте органа тяжелой соединительной ткани.

В дальнейшем морфологические изменения в щитовидной железе у животных из разных хозяйств различались по степени выраженности. У КРС в 1987 г. встречали изменения, характерные для коллоидного зоба. Щитовидная железа была увеличена, многие фолликулы растянуты, эпителий уплощен, наблюдали разрывы перегородок фолликулов и слияние их в крупные кисты. У животных из хозяйств Гомельской области в щитовидной железе отмечали изменения, характерные для базедова зоба. Фолликулы железы имели неправильные очертания. Выстилающий их эпителий (кубический или призматический) располагался в несколько слоев, образуя сосочковые разрастания. У отдельных животных в те же сроки наблюдали пролиферацию эпителия фолликулов, который разрастался в виде тяжелой с формированием мелких фолликулов без коллоида или с небольшим количеством его, образуя паренхиматозный зоб.

Обнаруженные у продуктивных животных в первый год после аварии изменения концентрации тиреоидных гормонов и активности аденилатциклазы носили [16] обратимый характер, что свидетельствует о существовании компенсаторного механизма активации системы цАМФ у животных с пониженной секрецией тиреоидных гормонов при радиодном 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 [17]. 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 [1]. 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 эпиляция 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.

Таким образом, патологические изменения у сельскохозяйственных и домашних животных после Чернобыльской аварии наблюдались в основном в течение первых двух лет на территориях с уровнем загрязнения более 1480 КБк/м². В отдаленный период изменения у сельскохозяйственных животных наблюдались на молекулярно-клеточном уровне и носили преходящий характер. Для их проявления важное значение имело несоблюдение зоотехнических и ветеринарно-санитарных правил.

Наземные природные экосистемы

Почвенные организмы

Уровень биологических сообществ

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, что предопределило высокие дозы облучения мезофауны. В результате обитающие в лесной подстилке виды мезофауны 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 [18]. 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 мезофауны первых возрастов. Облучение обитателей почвы дозой 30 Гр вызвала катастрофические (среднее число почвенных обитателей снизилось со 104 до 2,2 индивидуумов на стандартную пробу), 8 Гр – статистически значимые изменения в сообществах мезофауны. У обитателей пахотных почв эти процессы были менее выражены, но численность молодых дождевых червей была в 4 раза ниже, чем на контрольных участках. Даже при дозе 86 Гр на поверхности животные в толще пахотных почв пострадали слабо, так как были хорошо защищены верхним слоем почвы от внешнего β -излучения, вклад которого в общую дозу в 1986 г. составлял 94 % [18]. 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.

Хорошо известна роль почвенной микробиоты, включающей в себя бактерии, микроскопические грибы, археи и вирусы, в накоплении и переносе радионуклидов. Эффекты радиационного воздействия на сообщества этих организмов изучены фрагментарно, что связано со сложностью проведения пробоотбора и оценки состава и динамики таких сообществ. Важнейшую роль в функционировании лесных и луговых сообществ, а также в перераспределении

радионуклидов среди компонентов экосистемы играют микоризообразующие грибы [19]. Из района расположения Чернобыльской АЭС были выделены порядка 2000 штаммов 180 видов грибов, принадлежащих к 92 семействам и показано снижение видового разнообразия грибов с увеличением дозы облучения, что свидетельствует о различии в радиочувствительности видов внутри сообщества [20]. Предполагается, что меланин играет важную роль в формировании полиморфизма по радиорезистентности, выступая в качестве радиопротектора. До 40 % грибов, изолированных из реакторной комнаты Чернобыльской станции, содержали меланин или другие пигменты.

Ионизирующее излучение может изменять способность микоризообразующих грибов к колонизации растений. Исследования на территории Брянской области, загрязненной радиоактивными выпадениями после Чернобыльской аварии, продемонстрировали увеличение плотности микоризных корней у двухлетних саженцев сосны при мощностях доз 239,2 и 528,4 мкР/ч, тогда как мощность дозы 737,6 мкР/ч приводила к снижению этого показателя и к снижению тurgора живых клеток паренхимы корня [21].

Древесные растения

Экосистемный уровень

Наиболее серьезные экологические последствия формировались в случае, когда самые чувствительные компоненты экосистем получали наибольшие дозы. 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 [22] и привело к формированию высоких доз, главным образом β -излучения на апикальную и листовую меристемы.

Было выделено четыре различающиеся степенью радиационного поражения леса зоны [23]:

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 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 хвои 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 – появились на площади примерно 100 га через 2–3 недели у деревьев 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 [23].

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 деревьев) к радиационному воздействию. Гибель сосновых деревьев резко изменила микроклимат на участках пораженного леса. С 1988 г. территория «Рыжего Леса» стала постепенно зарастать травой, кустарниками и молодыми лиственными деревьями. Повышение температуры и освещенности поверхностного слоя почвы привело к 3–5-кратному увеличению биомассы травяного покрова [1]. Таким образом, 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 сосны не формировали доброкачественных семян 5–7 лет после аварии. Дозы 1–5 Гр существенно влияли на репродуктивную способность сосны, что проявлялось в снижении числа семян и увеличении фракции невыполненных семян [24]. Период острого облучения совпал с микро- и макроспорогенезом, гаметогенезом и ранним эмбриогенезом сосны, что привело к разнообразным нарушениям семязачек 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. семязачек и уменьшение эмбриональной выживаемости семязачек, опыленных в 1985 г.) [25]. При дозах 7–9 Гр зафиксировано угнетение роста ауксибластов и хвои.

Радиочувствительность ели европейской (*Picea abies* L.) выше, чем сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.). 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 [23]. До 80 % поглощенной в 1986 г. дозы было получено в течение первого месяца после аварии. Процесс лучевого поражения крон хвойных деревьев продолжался до осени 1986 г. Отмирание соевых 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.

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 β -излучения покровными тканями. Дозы облучения, после которых наблюдались восстановительные процессы, составляли для сосны обыкновенной 50–60 Гр, для ели европейской – 10–12 Гр

[23]. У сосен, получивших дозы 15–20 Гр, из-за гибели побегов 1986 г. снизилась масса вновь образующейся хвои [26]. 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. Максимальное снижение прироста наблюдалось в сосновых насаждениях возрастом 40–60 лет [27].

Из лиственных деревьев в окрестностях Чернобыльской АЭС наиболее распространены береза, осина, ольха, акация и дуб. Они значительно устойчивее хвойных к радиационному воздействию [28], поэтому поражение крон лиственных деревьев наблюдалось лишь в непосредственной близости от разрушенного реактора. Поражение листьев березы и акации зарегистрировано на участках, где γ -фон превышал 500 мР/ч [5]. 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.

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 [26]. К середине лета края листьев на этих деревьях приобрели ярко-желтую окраску, середина оставалась зеленой. В верхней части кроны формировались темно-зеленые листья необычно большого размера. В 1988 г. деревья восстановили нормальную окраску и форму листвы. 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 положительно связан с плотностью радиоактивного загрязнения. В более отдаленные периоды после аварии хроническое облучение по-прежнему вызывало морфологические изменения в популяциях сосны обыкновенной, включая увеличение уровня флуктуирующей асимметрии и частот некрозов и

морфозов [29]. Постепенное снижение мощностей доз на загрязненных территориях ведет к исчезновению морфологических эффектов.

Генетические эффекты

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 [30]. Частота абберантных клеток и мутаций ферментных локусов нелинейно зависела от уровня радиоактивного загрязнения, причем на единицу поглощенной дозы при 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. У 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.

Даже спустя 30 лет после аварии частота цитогенетических аномалий и мутаций в изоферментных локусах в популяциях сосны обыкновенной статистически значимо превышала контрольный уровень, а генетическая дифференциация популяций определялась в том числе радиационным воздействием [31]. Развивающиеся в условиях хронического облучения популяции сосны характеризовались нарушением присущих фоновым популяциям циклических закономерностей, увеличением вариабельности генетических показателей и тенденцией к снижению во времени частоты цитогенетических нарушений [32]. Однако повышенный уровень мутагенеза не отразился на репродуктивной способности сосны, которая в значительно большей степени определялась погодными условиями в период формирования семян. Уровень полногеномного метилирования ДНК хронически облученных сосен был существенно повышен [33]. Эти данные свидетельствуют о важной роли эпигенетических механизмов в формировании ответной реакции растений на радиационное

воздействие.

Генетические и молекулярные исследования выявили сложные регуляторные процессы, координирующие ответ растений на хроническое облучение. Анализ транскриптома деревьев сосны обыкновенной, произрастающих на загрязненных после Чернобыльской аварии территориях, выявил несколько специфичных профилей экспрессии генов, связанных с хроническим радиационным воздействием. У хронически облучаемых деревьев выявили дифференциальную экспрессию генов, продукты которых связаны с модуляцией накопления активных форм кислорода, контролем клеточных повреждений (гистоны и белки теплового шока) и ионного баланса. Также были выявлены изменения в контроле активности мобильных генетических элементов, что может влиять на стратегии поддержания целостности генома деревьев в условиях хронического облучения.

Травянистые растения

Уровень биологических сообществ

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 лекарственный (*Taraxacum officinale* Wigg.), резуховидка Таля (*Arabidopsis thaliana* Heynh. L.)) [6]. Стручки мышиного горошка (*Vicia cracca* L.), заселявшего участок с мощностью экспозиционной дозы 2 мР/ч, преимущественно содержали 1–2 горошины. Доля полностью стерильных плодов достигала 7 %, эмбриональных летальных мутаций – 13 %. На незагрязненных радионуклидами участках эти показатели составляли 4,5 и 3 % соответственно [5]. С увеличением мощности дозы γ -излучения статистически значимо снижалась всхожесть и масса 1000 семян ежи сборной (*Dáctylis glomeráta* L.) [34]. На участках с высокой плотностью радиоактивного загрязнения это растение выпало из состава фитоценоза. В аналогичных условиях у клевера ползучего (*Trifolium repens* L.), кипрея узколистного (*Chamaenérion angustifolium* L.) и дремы белой (*Siléne latifólia* Poir.) отмечали

увеличение доли нежизнеспособной пыльцы на 30 % [7]. 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 [5]. 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 наблюдали, начиная с мощности дозы γ -излучения 80 мР/ч. 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.

Организменный уровень

Сообщества травянистых растений чернобыльской зоны характеризуются большим разнообразием видов и широким диапазоном радиоустойчивости. Полученные в первый период аварии дозы 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 [2]. Основной вклад в поглощенные травянистыми растениями дозы вносило β -излучение, на долю γ -излучения приходилось 5–10 % [1]. 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.

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 [7]. 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. 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.

Тератогенные эффекты у травянистых 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 наблюдали, начиная с мощности экспозиционной дозы γ -излучения 20–30 мР/ч на 10 мая 1986 г. [6]. Чаще всего встречались фасциация и ветвление стеблей, махровость, изменение соцветий, окраски и размеров листовых пластинок и цветов. При мощности дозы 75–150 мР/ч наблюдали усиление вегетативного размножения вереска и гигантизм отдельных видов растений. Нехарактерные опухолевидные образования наблюдали у ястребинки полевой и зонтичной, малины красной и ежевики [7]. В популяциях осота полевого на пятый год после аварии, 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. В отдаленный период после аварии выращенные в лаборатории потомки растений резуховидки Тая, мощности дозы для которых составляли 3–100 μ Гр/ч, не проявляли изменений морфометрических параметров и активности антиоксидантных ферментов [35].

Генетические эффекты

Первые четыре года после аварии частота клеток с абберациями хромосом в проростках скерды кровельной (*Crepis tectorum* L.) нелинейно зависела от плотности радиоактивного загрязнения [36]. Через 3 и 4 года после аварии наблюдали корреляцию между частотой клеток с абберациями и частотой проростков с аномальным кариотипом. Не было найдено измененных кариотипов и спустя 7 лет после аварии на ЧАЭС в загрязненных радионуклидами районах Брянской области, хотя частота абберантных клеток на некоторых участках была даже выше, чем в 30-км зоне.

В отдаленный период после аварии (2019–2020 гг.) в зоне отчуждения были исследованы генетические, биохимические и физиологические параметры травянистых растений, принадлежащих к разным семействам: пастушьей сумки обыкновенной (*Capsella bursa-pastoris* L.), клевера ползучего, одуванчика лекарственного, ежи сборной и водосбора обыкновенного (*Aquilegia vulgaris* L.). Радиационное воздействие (0,27–12,5 μ Гр/ч) изменяло концентрации абсцизовой кислоты и окислительно-восстановительный баланс в тканях облученных растений, влияло на фотосинтетический аппарат. При этом наблюдаемые биохимические и физиологические изменения являлись видоспецифичными [37].

Млекопитающие

Популяционный уровень

Информация о радиационных эффектах у представителей животного мира в условиях Чернобыльской катастрофы более фрагментарна и менее достоверна. Это связано с мобильным образом жизни животных, что значительно усложняет экспериментальную работу. 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. Именно для этого семейства млекопитающих были получены наиболее представительные данные об обусловленных аварией на ЧАЭС эффектах.

Весной 1986 г. уровень радиационного воздействия был настолько высок, что мог привести к массовой гибели мышевидных грызунов на наиболее загрязненных участках вокруг ЧАЭС. 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 [38]. В первые годы после аварии радиационное воздействие привело 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 этого показателя на незагрязненных радионуклидами участках. В октябре 1986 г. эмбриональная смертность у рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus* Schreb.) составляла 34 % (в норме 6 %) [26]. 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.

Организмальный уровень

В 1986–1992 гг. была изучена динамика процессов поражения и восстановления кроветворной системы полевок-экономок, населяющих контрастные по уровню радиоактивного загрязнения участки 30-км зоны ЧАЭС [39]. 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 β -излучения в поглощенную дозу был в 2–5 раз выше, чем γ -излучения, вклад инкорпорированных радионуклидов – на 1–2 порядка ниже, чем внешнего облучения. В 1987–1992 гг. уровень внешнего облучения существенно снизился, а вклад инкорпорированных радионуклидов в поглощенную дозу возрос.

У обследованных зверьков, несмотря на внешне благополучное состояние, были выявлены многочисленные и разнообразные 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 и признаков заболеваний крови опухолевой природы, 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.

Печень обеспечивает химический гомеостаз организма и определяет его устойчивость к неблагоприятным воздействиям. Клетки печени накапливают скрытые повреждения, проявляющиеся при стимуляции пролиферации. Паренхима полевок-экономок из 30-км зоны имела на срезах мозаичную структуру [40]. Одновременно наблюдали как свойственные 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 тканях. В норме у полевок-экономок, в зависимости от возраста, двуядерные гепатоциты составляют 12–18 %, у полевок 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 -излучения превышал вклад γ -излучения в 34–37 раз) были обнаружены 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 [41].

У полевок из 30-км зоны ЧАЭС была увеличена ширина коры надпочечников за счет гипертрофии пучковой зоны, вырабатывающей гормоны глюкокортикоидного 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. У отловленных в сентябре 1986 г. в 4–5 км к югу от ЧАЭС полевок (мощность экспозиционной дозы в местах отлова 7–12 мР/ч), содержание катехоламинов в надпочечниках было статистически значимо ниже, а активность протеинкиназы статистически значимо выше, чем в контрольной популяции [42].

В первые годы после аварии в щитовидной железе полевок, как и в надпочечниках, наблюдали главным образом некротические изменения. Были зафиксированы участки деструкции, дистрофические изменения, локальные скопления лимфоидных элементов, гипертрофия и гиперплазия клеток, пикноз ядер [43]. У первого послеаварийного поколения полевок (1987 г.) в щитовидной железе увеличилось количество дегенерирующих фолликулов. Если в первые годы после аварии наблюдали высокую функциональную активность щитовидной железы, то в последующие была 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. Однако даже в 2016–2017 гг. существовала статистически значимая отрицательная корреляция уровня радиационного воздействия с относительной массой мозга и почек и положительная – с относительной массой сердца [44]. В то же время масса легких, селезенки и печени не коррелировала с уровнем хронического облучения.

Генетические эффекты

Частота аббераций 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 по мере увеличения плотности радиоактивного загрязнения [45]. 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. Выполненная позже реконструкция поглощенных полевками доз и анализ их связи с наблюдаемыми эффектами позволил предположить, что дозы в диапазоне 20–50 мГр индуцировали у животных генетическую нестабильность, а дозы 51–356 мГр – радиоадаптивный ответ [46]. 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 зарегистрированы высокие частоты полиплоидных клеток в костном мозге рыжих полевок, превышающие доаварийный уровень на 1–3 порядка [47]. Продемонстрирована зависимость их частоты от концентрации инкорпорированных в тушках радионуклидов. Обнаружен статистически значимый рост частоты геномных мутаций во времени вплоть до 1991 г. (12 послеаварийное поколение животных). Даже у 21–22 поколений животных (1996 г.) была выявлена повышенная частота микроядер в полихроматофильных эритроцитах (ПХЭ). В то же время в работе [48] не обнаружено увеличения частоты микроядер в ПХЭ у полевок, населяющих наиболее

загрязненные участки рядом с Чернобыльской АЭС.

У отловленных в 30-км зоне ЧАЭС (мощность экспозиционной дозы на экспериментальных участках в 1986 г. 0,03–300 мР/ч) полевок-экономок, рыжих полевок и полевых мышей максимальную частоту аномальных головок спермиев наблюдали в первые два года после аварии [49]. 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 полевок-экономок, минимальная – у полевой мыши. Через 5–6 лет после аварии частота генетических нарушений в половых и соматических клетках снизилась до спонтанного уровня. В 1994–1995 гг. даже у мышевидных грызунов, населяющих наиболее загрязненные радионуклидами участки чернобыльской зоны, не обнаружено повышенной частоты атипичных хромосом.

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 [50]. Клетки эволюционно наиболее древнего вида – полевки экономки (*Microtus oeconomus* Pallas) характеризовались повышенной стабильностью хромосомного аппарата.

Птицы

Организменный уровень

Информация о влиянии радиационного воздействия на птиц основывается на многолетних исследованиях научной группы под руководством А.Р. Møller и Т.А. Mousseau [51, 52]. Несмотря на то, что дозиметрия и дизайн экспериментов этой научной группы вызывают серьезные вопросы у других исследователей, однако отсутствует другая информации по данному вопросу. У ласточек из чернобыльской зоны был обнаружен пониженный уровень лейкоцитов и иммуноглобулинов, а также пониженная масса селезенки, что свидетельствует о пониженной способности к формированию иммунного ответа. В

выборке из 1669 птиц, отловленных в течение 2010–2012 гг. на восьми участках в зоне Чернобыльской аварии (амбиентная доза составляла 0,02–200 мкЗв/ч), зарегистрировали повышенное число случаев частичного альбинизма перьев и повышенную частоту опухолевых образований. Исследование эякулятов нескольких десятков видов диких птиц, гнездящихся в районах с разным уровнем радиоактивного загрязнения в зоне Чернобыльской аварии, показало, что частота аспермии у самцов логарифмически росла с увеличением уровня дозы. На загрязненных территориях 18,4 % самцов не имели спермы, тогда как в контрольных незагрязненных районах подобное наблюдали только у 3,0 % самцов.

Генетические эффекты

При помощи комета-теста были оценены уровни повреждения ДНК в клетках крови ласточек (*Hirundo rustica* L.), отловленных на разных участках в зоне Чернобыльской аварии. Повреждения ДНК были более выраженными у птиц, обитающих на участках с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения [53].

Пресноводные организмы

Организменный уровень

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 зависели от субстрата, на котором происходило 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. Исходя из этих критериев, к критическим видам в пруде-охладителе можно отнести судака и жереха. Согласно оценкам [26], поглощенные некоторыми распространенными в водоеме-охладителе видами рыб дозы, накопленные с момента аварии до 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. Изменчивость морфометрических показателей у потомства карпа, густеры и толстолобика была значимо выше, чем у родителей [54]. У рыб, икра которых основную дозу получает от накапливающих радионуклиды водных растений, были отмечены нарушения в системе крови (серебряный карась), репродуктивной системы (окунь и карп), а также цитогенетические аномалии (карп). В Киевском водохранилище, где дозы были ниже, изменчивость морфологических признаков у этого вида рыб не выходила за пределы видового диапазона.

Незадолго до аварии водоем-охладитель ЧАЭС стал использоваться для разведения промысловых видов рыб. Радиационное воздействие привело к повышенной частоте аномалий репродуктивной системы населяющих водоем-охладитель рыб. Находившиеся в садках пруда-охладителя в момент аварии мальки белого толстолобика к 1988 г. достигли половой зрелости, накопленная с момента аварии к 1991 г. доза составила 9–11 Гр. Часть толстолобиков (5,6 %) была полностью стерильна (в контроле – 0,25 %), у 15,4 % отмечена частичная стерильность [55]. 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 потомства. Доля оплодотворенных икринок составляла 94 %, из них с аномалиями развития – 11 % [56]. Удельная активность ¹³⁷Cs 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. В 2015 г. анализ последствий облучения рыб из 7 озер чернобыльской зоны показал, что репродуктивная

система окуня более чувствительна к радиационному воздействию, чем у плотвы. У этого вида в наиболее загрязненных озерах наблюдали положительно коррелирующую с мощностью дозы задержку развития гонад.

Особенно сильное радиационное воздействие испытали бентосные организмы, в частности моллюски. Удельные активности радионуклидов у населяющих пруд-охладитель ЧАЭС моллюсков достигали 410 Бк/г [26]. Исследование морфологической и генетической дифференциации в семи популяциях *Dreissena polymorpha* (Pallas), населяющих водоем-охладитель ЧАЭС и прилегающие водоемы, не выявило статистически значимого эффекта облучения на структуру популяции [57]. Отсутствие связи флуктуирующей асимметрии морфологических показателей, плодовитости, массы выводка и доли дающих потомство самок с уровнем радиационного воздействия спустя 30 лет после Чернобыльской аварии было обнаружено в популяциях водяного ослика (*Asellus aquaticus*) из шести озер чернобыльской зоны, мощность поглощенной дозы в которых менялась в диапазоне 0,06–27,1 мкГр/ч [58].

Генетические эффекты

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 aberrантных метафаз и нагруженность клеток костного мозга aberrациями были статистически значимо выше контроля [59]. Спектр aberrаций 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 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 aberrаций на единицу дозы в 5–6 раз, то есть наблюдавшееся в 1990–1994 гг. снижение частоты aberrантных клеток в костном мозге не соответствовало снижению дозовых нагрузок [60]. В ходе проведенного в 1988–1991 гг. обследования 2500 лягушек двух видов из 13 биотопов были обнаружены семь особей с новообразованиями костной ткани, пять из них были отловлены в окрестностях г. Чериков Могилевской области [61]. 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 ускоренного роста.

Заключение

Чернобыльская авария предоставила уникальный шанс для изучения биологических эффектов облучения в полевых условиях. Однако, несмотря на более чем 30-летний период исследований, до настоящего времени нет полной ясности в отношении последствий этой тяжелой радиационной аварии для живой природы. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для биоты носили разнообразный характер – от повышенного уровня мутагенеза до поражения на экосистемном уровне. Тяжесть радиационных эффектов зависела от дозы, полученной в первый период аварии. 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 дозы 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 зависели от радиочувствительности составляющих экосистему видов, занимаемой экологической ниши, образа жизни, способа размножения и геометрии облучения.

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. К числу самых радиочувствительных видов растений относятся голосеменные, животных – млекопитающие, а экосистем – хвойные леса. В подвергшихся радиационному воздействию экосистемах выделяют две группы ответных реакций [1]. 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.

Радиационные эффекты на биоценологическом уровне начинаются с доз летальных для наиболее радиочувствительных видов (например, сосны, мышевидных грызунов). В условиях аварии на ЧАЭС такой экологический сдвиг отмечен при поглощенной за первые месяцы после аварии дозе 60–100 Гр. Гибель ослабленных хвойных деревьев происходила при меньших дозах: ель – 8–10 Гр, сосна – 15 Гр. Гибель кустарников и лиственных деревьев наблюдалась при дозах более 200 Гр.

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 доз 75–150 мР/ч. Дозы (3–6 Гр) вызывали множественные деструктивные изменения в цветочной системе и внутренних органах мышевидных грызунов.

Морфологические изменения хвои сосны и подроста лиственных деревьев в 1987 г. наблюдались, начиная с доз 0,1–1,0 Гр, лиственных деревьев и кустарников – 20–30 мР/ч (25 Гр/сезон), травянистых растений – 10–150 мР/ч (18–200 Гр/сезон).

Анализ представленной в статье информации свидетельствует о том, что с увеличением мощности дозы в населяющих загрязненные территории биологических сообществах наблюдаются все более тяжелые последствия – от устойчивой фиксации генетических изменений до разрушения экосистем.

На рисунке 1 диапазоны доз, при которых наблюдались эффекты у растений и животных после чернобыльской аварии, сопоставлены с критическими уровнями радиационного воздействия, предложенными НКДАР (1996), Комиссией по ядерной безопасности Канады [62] и в рамках европейского проекта ERICA [63]. Видно, что при дозах, ниже рекомендованных НКДАР как безопасные 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.

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.

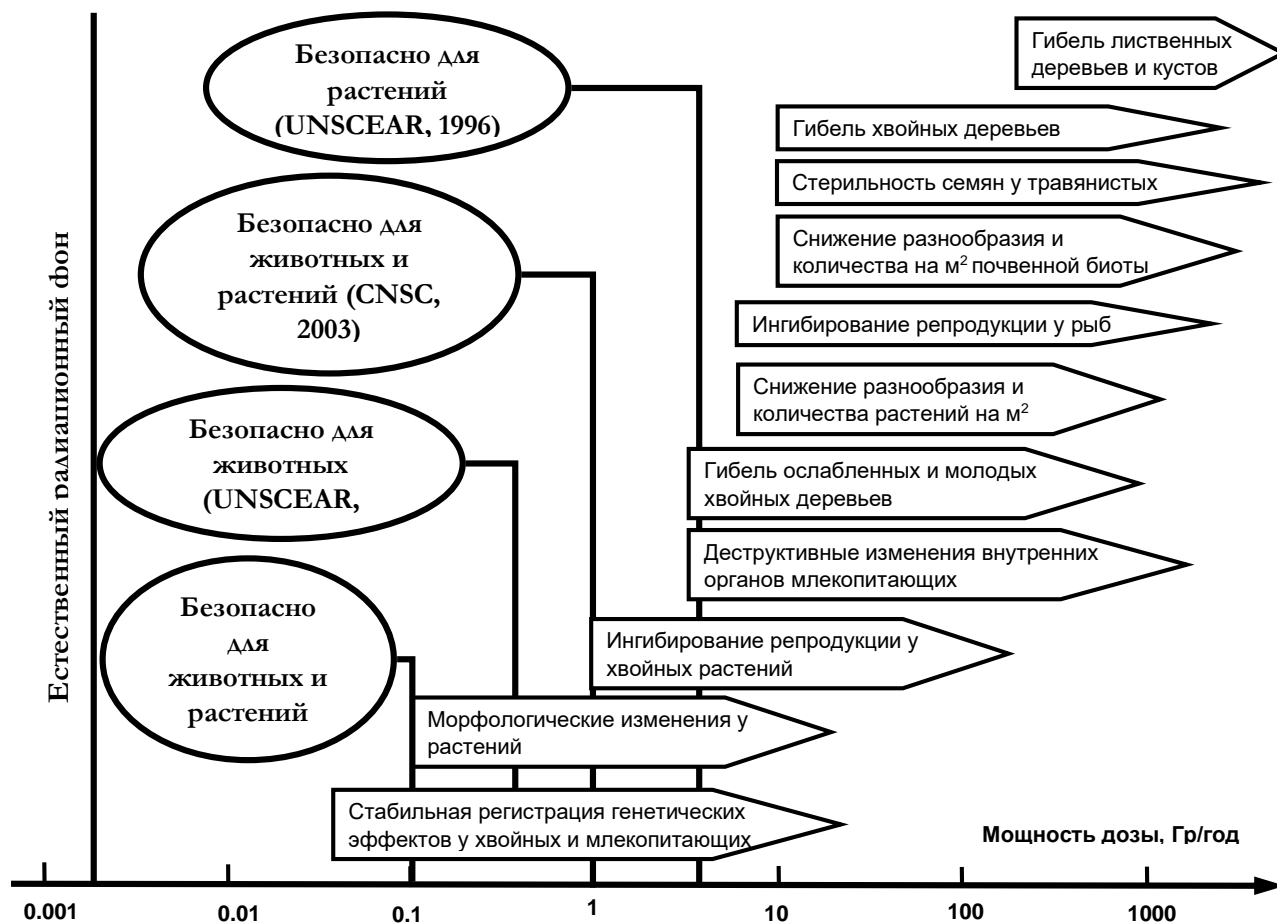


Рисунок 1. Диапазоны доз, в которых наблюдались эффекты в популяциях растений и животных в условиях аварии на Чернобыльской АЭС [2]

Список литературы

1. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общ. Ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.

2. 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.

3. IAEA (2006). Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience. In: Radiological Assessment Reports Series. Report of the Chernobyl Forum Expert Group «Environment». Vienna: IAEA, 2006. 166 p.

4. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологический риск радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима» (Япония) // Атомная энергия. 2017. Т. 122. Вып. 1. С. 46–55.

5. 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. Труды Коми научного центра УрО РАН № 145. 1996. С. 27–37.

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

7. Гродзинский Д.М., Гудков И.Н. Радиационное поражение растений в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиозэкология. 2006. Т. 46. С. 189–199.

8. 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.

9. 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.

10. Genetic consequences of radioactive contamination by the Chernobyl fallout to agricultural crops / S.A. Geras'kin, V.G. Dikarev, Ye.Ya. Zya-blitskaya [et al.] // J. Environmental Radioactivity. 2003. V. 66. PP. 155–169.

11. Генетические нарушения в пыльцевых клетках ячменя ваху в условиях радиоактивных загрязнений после Чернобыльской аварии / Е.К. Остапенко, Е.Р. Виленский, В.Д. Науменко [и др.] // Онтогенез. 1993. Т. 24. № 5. С. 11–19.

12. Wheat mutation rate after Chernobyl / O. Kovalchuk, Y.E. Dubrova, A. Arkhipov [et al.] // Nature. 2000. V. 407. PP. 583–584.

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

14. Исамов Н.Н., Бударков В.А., Сургучева Л.М. Диагностика и специфическая профилактика инфекционных болезней сельскохозяйственных животных на территории, загрязненной радиоактивными веществами // Ветеринарная патология. 2002. № 3. С. 134–151.

15. Влияние радиационного воздействия в течение аварии на Чернобыльской АЭС на клинический и физиологический статус сельскохозяйственных животных / Н.П. Асташева, Н.М. Лазарев, Л.К. Храмова [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Киев: УИАР, 1991. С. 176–180.

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

17. Влияние йода-131 на овец в зависимости от содержания стабильного йода в рационе / В.А. Бударков, А.С. Зенкин, Н.П. Архипов [и др.] // Радиобиология. 1992. Т. 32. № 3. С. 451–458.

18. Влияние радиоактивного загрязнения среды на фауну почв в районе Чернобыльской АЭС / Д.А. Криволицкий, А.Д. Покаржевский, В.Л. Усачев [и др.] // Экология. 1990. № 6. С. 32–42.

19. Role and influence of mycorrhizal fungi on radiocesium accumulation by plants / H.D. Dupré de

Boulois [et al.] // J. Environ Radioact. 2008. V. 99. PP. 785–800.

20. Zhdanova N.N., Zakharchenko V.A., Haselwandter K. Radionuclides and fungal communities. // The Fungal Community: Its Organization and Role in the Ecosystem (Dighton J, White JF & Oudemans P, eds). Baton Rouge: CRC Press, 2005. PP. 759–768.

21. Адамович И.Ю., Самошкин Е.Н. Микоризы сосны обыкновенной при различных уровнях радиоактивного загрязнения // Лесной журнал. 2009. № 3. С. 41–47.

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

23. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические и радиозоологические исследования древесных растений. С.-П.: Наука, 1994. 256 с.

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

25. 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.

26. Effect of radioactive contamination on the flora and fauna in the vicinity of Chernobyl' nuclear power plant / V.E. Sokolov, I.N. Rjabov, I.A. Ryabtsev [et al.] // Soviet Scientific Reviews Section F. Physiology General Biology Reviews. 1994. V. 8. PP. 1–124.

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

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

29. 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.

30. 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.

31. Scots pine as a promising indicator organism for biomonitoring of the polluted environment: A case study on chronically irradiated populations / S.

Geras'kin [et al.] // Mutation Research. 2019. V. 842. PP. 3-13.

32. Chronic radiation exposure modifies temporal dynamics of cytogenetic but not reproductive indicators in Scots pine populations / *S. Geras'kin [et al.] // Environmental Pollution. 2018. V. 239. PP. 399-407.*

33. Chronic radiation exposure as an ecological factor: hypermethylation and genetic differentiation in irradiated Scots pine populations / *P.Yu. Volkova, S.A. Geras'kin, N. Horemans [et al.] // Environmental Pollution. 2018. V. 232. PP. 105-112.*

34. *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.

35. The progeny of Chernobyl Arabidopsis thaliana plants does not exhibit changes in morphometric parameters and cellular antioxidant defense system of shoots / *V. Morozova, E. Kashparova, S. Levchuk [et al.] // J. Environmental Radioactivity. 2020. V. 211. P. 106076.*

36. *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.

37. Radiosensitivity of herbaceous plants to chronic radiation exposure: field study in the Chernobyl exclusion zone / *P.Yu. Volkova, G.T. Duarte, E.A. Kazakova [et al.] // Science of the Total Environment. 2021. V. 777. P. 46206.*

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

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. Труды Коми научного центра УрО РАН № 145. Т. 1. Сыктывкар, 1996. С. 12-40.

40. *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. Труды Коми научного центра УрО РАН № 145. Т. 1. Сыктывкар, 1996. С. 41-57.

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

42. *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.

43. *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. Труды Коми научного центра УрО РАН № 145. Т. 1. Сыктывкар, 1996. С. 58-76.

44. The effect of chronic low-dose environmental radiation on organ mass of bank voles in the Chernobyl exclusion zone / *K. Kivisaari, Z. Boratynski, A. Lavrinienko [et al.] // Int. J. Radiation Biology. 2020. V. 96. PP. 1254-1262.*

45. *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.

46. One-decade-spanning transgenerational effects of historic radiation dose in wild populations of bank voles exposed to radioactive contamination following the Chernobyl nuclear disaster / *S. Hancock, N.T.K. Vo, R.I. Goncharova [et al.] // Environmental Research. 2020. V. 180. P. 108816.*

47. *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. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 6. С. 613-618.

48. *Rogers B.E., Baker R.J.* Frequencies of micronuclei in bank voles from zones of high radiation at Chernobyl, Ukraine // *Environ. Toxicol. Chem. 2000. V. 19. PP. 1644-1648.*

49. *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. Труды Коми научного центра УрО РАН № 145. Т. 1. Сыктывкар, 1996. С. 113–122.

50. 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. С. 11–18.

51. Møller A.P., Bonisoli-Alquati A., Mousseau T.A. High frequency of albinism and tumours in free-living birds around Chernobyl // *Mutat. Res.* 2013 V. 757. PP. 52–59.

52. Aspermy, sperm quality and radiation in Chernobyl birds / A.P. Møller [et al.] // *PLoS One*. 2014. V. 9. P. e100296.

53. DNA damage in barn swallows (*Hirundo rustica*) from the Chernobyl region detected by use of the comet assay / A. Bonisoli-Alquati, A. Voris, T.A. Mousseau [et al.] // *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.* 2010. V. 151. PP. 271–277.

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

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

56. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеаварийный период. II. Развитие воспроизводительной системы у потомства первого поколения / А.П.

Макеева [и др.] // *Вопросы ихтиологии*. 1994. Т. 34. № 5. С. 681–696.

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

58. Reproduction in the freshwater crustacean *Asellus aquaticus* along a gradient of radionuclide contamination at Chernobyl / N. Fuller, A.T. Ford, L.L. Nagorskaya [et al.] // *Science Total Environment*. 2018. V. 628–629. PP. 11–17.

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

60. Войтович А.М., Афонин В.Ю. Мелкие позвоночные животные природных популяций в системе эколого-генетического мониторинга / Экология и рациональное землепользование на рубеже столетий. Т. 2. Томск, 2000. С. 35–36.

61. Войтович А.М. Опухоли кости травяной лягушки (*Rana temporaria* L.) при загрязнении окружающей среды радионуклидами // *Доклады Национальной Академии наук Беларуси*. 2001. Т. 45. № 1. С. 91–94.

62. 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: IAEA, 2003. PP. 241–247.

63. Protection of the environment from ionizing radiation in a regulatory context (protect): proposed numerical values / P. Andersson, J. Garnier-Laplace, N.A. Beresford [et al.] // *J. Environmental Radioactivity*. 2009. V. 100. PP. 1100–1108.

Динамика перераспределения радионуклидов чернобыльских выпадений в почвенной профиле в различных ландшафтно-экологических условиях

Анисимов В.С., Кузнецов В.К., Санжаров А.И.

ФГБНУ ВНИИ радиологии и агроэкологии

Приведены результаты изучения процессов вертикальной миграции основного дозообразующего радиоизотопа чернобыльских выпадений ^{137}Cs на территории Полесской низменности и Среднерусской возвышенности. Дан ретроспективный анализ методологических подходов к оценке скорости вертикальной транслокации радионуклида по профилю почв в различных ландшафтах. Показано, что интенсивность вертикальной миграции ^{137}Cs в гидроморфных почвах существенно выше, чем в сопряженных с ними автоморфных. Оценены коэффициенты миграции и показано, что экологические периоды полураспада корнеобитаемого слоя от ^{137}Cs для гидроморфных почв, в среднем, в 2 раза короче, чем для автоморфных.

Радиоактивное загрязнение, ^{137}Cs , почва, профиль, ландшафт, вертикальная миграция, двухкомпонентная модель

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. 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.

Одним из параметров радиационной обстановки является распределение радионуклидов в почвенном профиле, которое влияет как на МАЭД и дозу внешнего облучения наземных экосистем, а также на размеры перехода радионуклидов в растения, т.к. зависит от распределения корневых систем в загрязненной слое почв. 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, термперенос 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 [1, 2]. Эти факторы не являются равнозначными, и их действие зависит от конкретных условий, в частности, от ландшафтных характеристик. Сотрудниками ВНИИРАЭ в течение всего послеаварийного периода проводились исследования поведения радионуклидов в различных ландшафтно-экологических и почвенно-климатических условиях Российской Федерации, Украины и Республики Беларусь.

Вертикальная миграция радионуклидов в плакорных ландшафтах

Закономерности вертикальной миграции радионуклидов на территории 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. 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 (табл. 1). 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 , а ^{137}Cs и ^{144}Ce – 0,3–0,4 %.

Таблица 1

Динамика изменения запаса радионуклидов в верхних слоях дерново-подзолистых супесчаных почв суходольных участков

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %												
	Годы исследований												
	1986			1987			1988			1989			2020
	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{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	20,8
2–5				2,6	1,5	0,8	4,8	1,7	2,5	5,7	2,1	5,2	64,7
5–10				0,1			0,6	0,2	0,2	1,3	0,4	0,3	13,0
10–15													1,26
15–20													0,14
20–25													0,05
25–30													0,03
30–35													0,02

*предел обнаружения радионуклида

Аналогичные исследования проводились с 1988 по 2016 гг. на загрязненных участках плакорных ландшафтов в Тульской области. Экспериментальные данные, характеризующие распределение ^{137}Cs по почвенному профилю в различные годы после чернобыльских выпадений (рис. 1), дают возможность оценить характер процесса вертикальной миграции и направленность последующего перераспределения в различных слоях черноземных почв.

Установлено, что после выпадения ^{137}Cs на почвенно-растительный покров происходит его перераспределение в почвенном профиле. Наиболее выражен этот процесс для верхнего 10 см слоя почвы: в 1988 г. более 90 % запаса содержалось в верхнем 5 см слое, через 5 лет – только 58,2 %, из них 32,8 % в слое 0–2 см. В слое 5–10 см общий запас ^{137}Cs

возрос до 28 %. При этом суммарное количество ^{137}Cs в слое 0–5 см более чем в 2 раза превышает соответствующие значения в слое 5–10 см. В последующие 6 лет продолжился процесс выноса ^{137}Cs в нижележащие слои.

Перераспределение запасов ^{137}Cs в верхних слоях черноземных почв Тульской области наблюдалось в период с 1986 по 1995 гг., а далее замедлилось [3]. Наблюдаемая интенсивная миграция ^{137}Cs в профиле черноземных почв в первые годы после радиоактивных выпадений может быть обусловлена естественными процессами перемешивания почвенной массы в верхнем слое за счет кольматажа, проникновения частиц в почвенные поры и трещины вследствие сезонных процессов набухания и высушивания (педотурбация), деформаций, связанных с промерзанием и оттаиванием

(криотурбация) и с землеройной деятельностью многочисленных почвенных животных

(биотурбация), а также выносом ^{137}Cs корневыми системами растений.

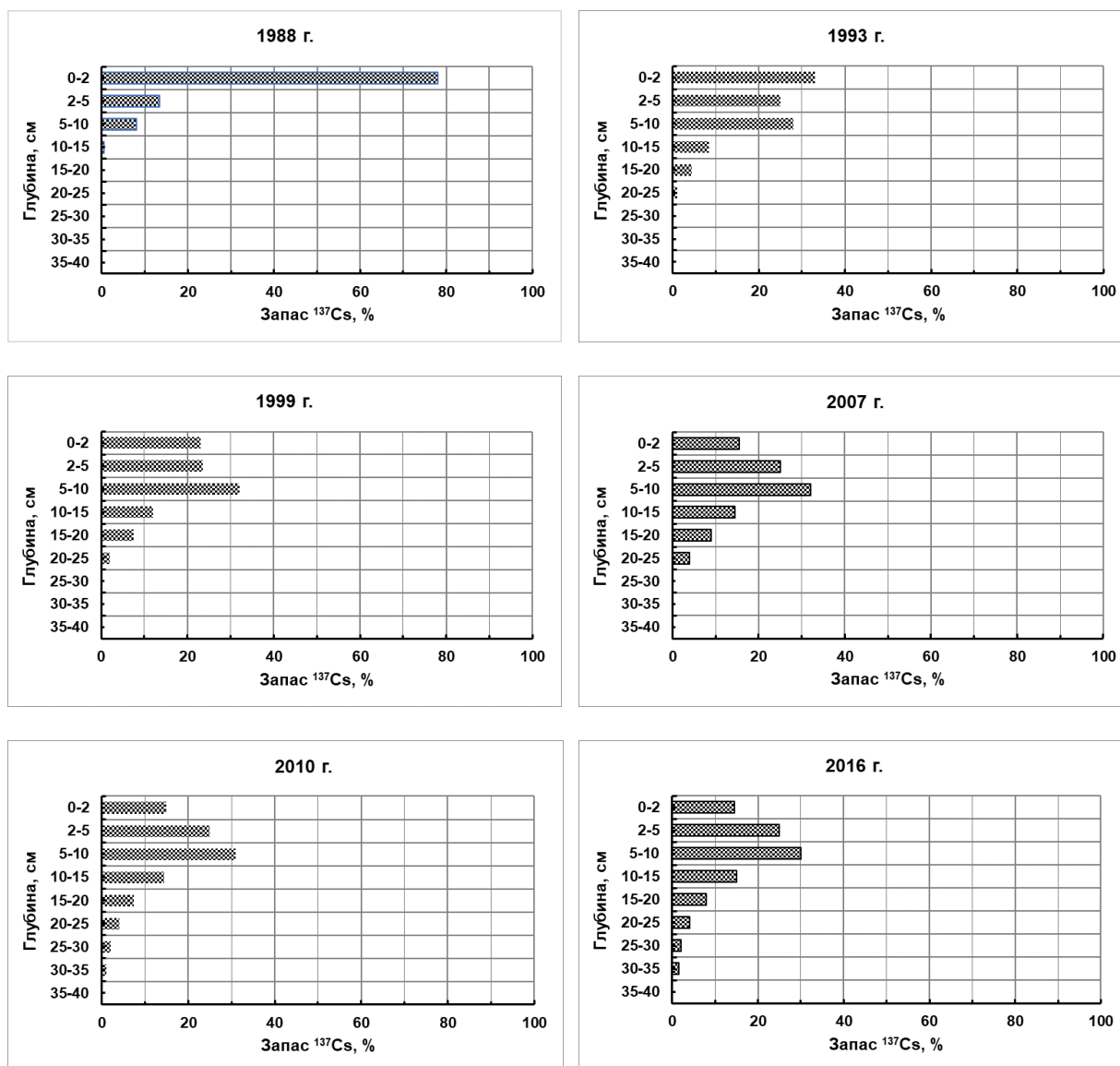


Рисунок 1. Динамика вертикальной миграции ^{137}Cs в выщелоченных черноземах в период с 1988 по 2016 гг. (Тульский НИИСХ, п. Молочные Дворы)

Подсчет личинок майского хруща в весенний период отбора проб показал, что их количество на водораздельных участках ландшафтов варьирует от 35 до 55 шт./м², что указывает на чрезвычайно большую заселенность черноземных почв личинками жуков. В совокупности с активной деятельностью дождевых червей, населяющих гумусные слои почвы, следует признать биотурбационные процессы весьма значимым фактором в процессе перераспределения ^{137}Cs в верхних слоях черноземных почв [4, 5].

Следует учитывать, что северная часть лесостепной зоны характеризуется наиболее выраженным по сравнению с центральной и южной провинциями промывным режимом, что также способствует миграции радионуклидов с фильтрационными водами. В отдаленный период после аварии процесс перераспределения ^{137}Cs замедлился, однако в 2007–2016 гг. радионуклид регистрировался уже на глубине 30–35 см. Следует отметить, что в этот период наблюдается стабилизация запасов ^{137}Cs в верхних слоях черноземных

почв.

Вертикальная миграция ^{137}Cs в эрозионных ландшафтах

Исследование распределения ^{137}Cs в почвах эрозионных ландшафтов Среднерусской возвышенности показало, что процессы миграции происходят медленно и основная

часть радионуклида через 20 лет после аварии 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 (табл. 2). За период с 1993 по 2006 г. произошло значительное уменьшение запаса ^{137}Cs в слое 0–10 см с 92,9 % до 74,4 % (табл. 2).

Таблица 2

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
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
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

Изучение распределения ^{137}Cs в верхних, средних и нижних частях склоновых эрозионных агроландшафтов показало, что в верхней части практически всех склонов максимальное содержание радионуклида регистрируется в 0–5 см слоях почвы (рис. 2а). В средней части склонов может иметь место как распределение ^{137}Cs аналогичное верхней микрозоне, так и некоторое превышение содержания ^{137}Cs в слое почвы 5–10 см по сравнению с верхним 0–5 см слоем (рис. 2б и 2в). 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 (рис. 2г).

Выявленные закономерности, вероятно, обуславливаются тем, что верхняя элювиальная часть склонов является транзитной зоной, что приводит к «очищению» верхней поверхности склонов. Средняя микрозона также является преимущественно

транзитной, однако в ряде понижений наблюдается накопление почвенного субстрата, содержащего ^{137}Cs .

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 микрозоне. 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.

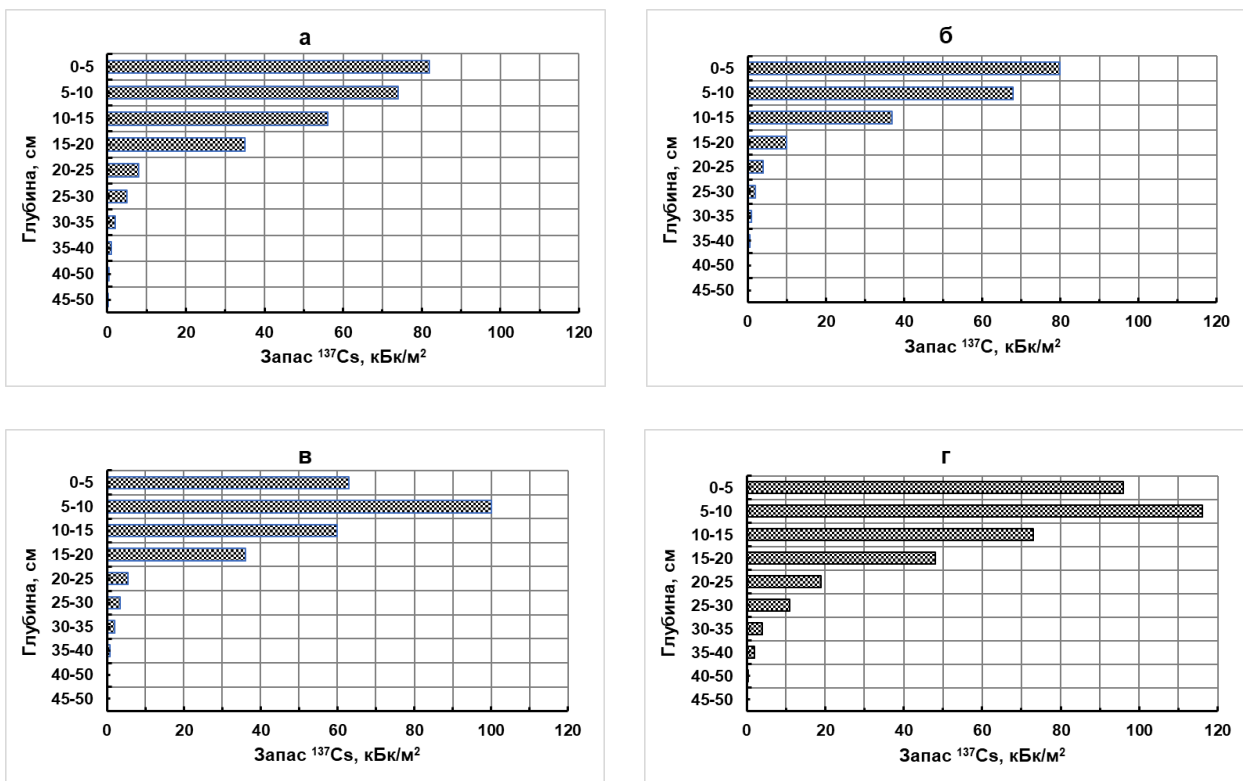


Рисунок 2. Распределение ^{137}Cs в профиле почв верхней (а), средней (б и в) и нижней (г) частях микрозон склоновых ландшафтов (Тульский НИИСХ, п. Молочные Дворы (2006 год))

Вертикальная миграция ^{137}Cs в пойменных ландшафтах

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 % (табл. 3).

В отдаленный период после аварии изучение закономерностей распределения ^{137}Cs в почвах пойменных ландшафтов показало, 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 (пойма р. Ипуть,

р. Вепринка, Брянская область; р. Локна, Тульская область). Характер распределения ^{137}Cs по профилю почвенных горизонтов является следствием влияния гидрологических режимов на возвышенных и пониженных частях поймы, а также различными свойствами почв (рис. 3).

В пойме р. Ипуть (Клинцовский район Брянской области) также были получены данные о влиянии геоморфологических условий на вертикальную миграцию радионуклидов. В зоне переотложения 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 [6]. В нижней части склона отмечено увеличение плотности загрязнения по сравнению с прирусловой частью поймы, что, вероятно, было обусловлено одновременно происходящими

процессами как переотложения 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.

Таблица 3

Динамика изменения среднего содержания радионуклидов в верхних слоях пойменной аллювиальной глееватой супесчаной почвы

Глубина, См	Содержание радионуклидов, %												
	Годы исследований												
	1986			1987			1988			1989			2020
	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{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	11,5
2–5				7,0	4,0	4,6	9,7	8,2	10,8	15,4	12,1	18,6	17,8
5–10				0,3		0,3	4,6	1,1	0,9	7,0	1,9	2,2	39,2
10–15										0,6	0,3	0,1	21,4
15–20							0,3						8,0
20–25													1,4
25–30													0,5
30–35													0,2

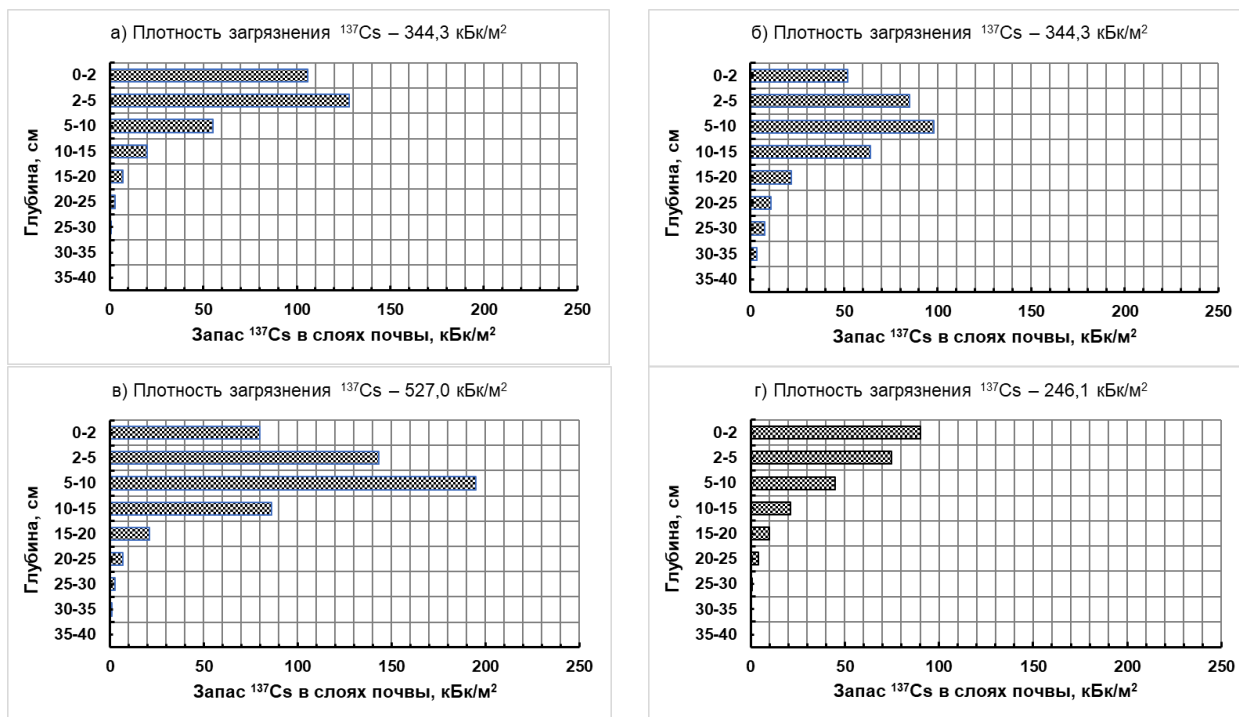


Рисунок 3. Вертикальное распределение ^{137}Cs по профилю почв средней части руслового вала (а), центральной (б), нижней (в) и верхней (г) поймы р. Вепринка, (с. Веприно Клинцовского района Брянской области (2004 год)

Закономерности распределения радионуклидов в различных типологических комплексах пойменных ландшафтов Полесской низменности характерны и для аналогичных ландшафтов Среднерусской возвышенности. В пойме р. Локна (Плавский район 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.

Вертикальная миграция ^{137}Cs в переувлажненных ландшафтах

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 (табл. 4). 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

Миграция радионуклидов в дерново-подзолистой глеевой легкосуглинистой почве

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %												
	Годы исследований												
	1986			1987			1988			1989			2020
	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{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	15,8
2–5				4,6	2,0	2,2	8,0	8,2	6,2	11,5	9,9	9,5	29,3
5–10				0,3		0,1	2,5	1,1	0,5	3,0	1,2	1,3	20,0
10–15										0,3	0,2	0,1	13,8
15–20							0,3						11,2
20–25													5,3
25–30													4,2
30–35													0,4

Для изучения закономерностей миграции ^{137}Cs в гидроморфных торфяных почвах в 2000–2002 гг. были проведены полевые исследования на территории Брянской области [7]. 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 максимальное содержание ^{137}Cs наблюдалось 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 в слое 0–35 см), а второй – в слое 15–20 см (22 %) (рис. 4). Наличие 2 пиков, возможно, обусловлено влиянием геохимических барьеров, либо процессами криотурбации [8]. 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 %.

Аналогичная картина распределения ^{137}Cs наблюдается и в гидроморфных верховых и переходных торфяниках (рис. 5). 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.

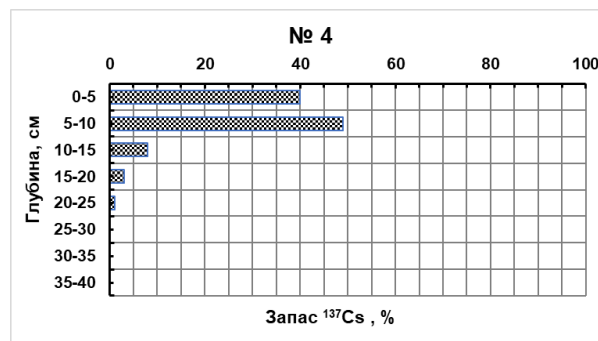
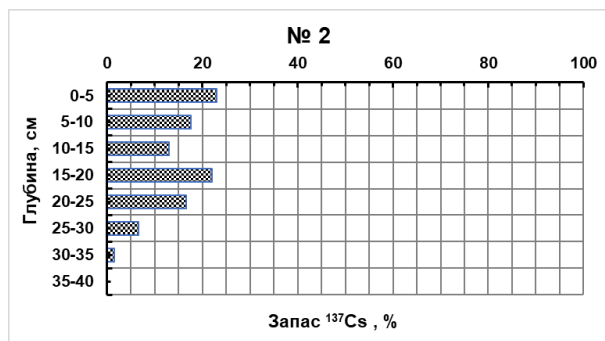


Рисунок 4. Распределение ¹³⁷Cs по профилю гидроморфных низинных торфяных почв: № 2 (с. Старый Вышков Новозыбковского района), № 4 (с. Батуровка Красногорского района Брянской области) (2002 год)

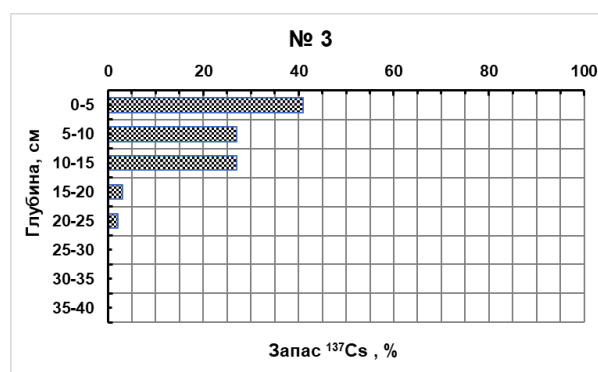
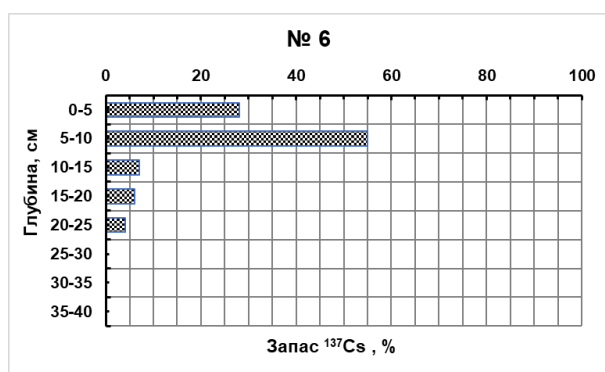


Рисунок 5. Распределение ¹³⁷Cs по профилю гидроморфных органогенных почв: болотной торфяной верховой (№ 6, п. Каменный Суражского района Брянской области) и болотной торфяной переходной (№ 3, с. Старые Бобовичи Новозыбковского района Брянской области) (2002 год)

Иное распределение ¹³⁷Cs наблюдается в осушенных или нарушенных пожарами и хозяйственной деятельностью торфяниках. Распределение ¹³⁷Cs 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 (рис. 6). В горелом переходном торфянике (участок № 8) в слое 0–5 см содержалось только 36 % ¹³⁷Cs, а 50 % было сосредоточено в слое 5–15 см. Далее по профилю отмечено экспоненциальное убывание ¹³⁷Cs до глубины 30 см.

Осушение торфяников и вовлечение их в сельскохозяйственный оборот с последующей перепашкой приводило к относительно равномерному распределению ¹³⁷Cs в пахотном 25 см слое почвы (участок № 5) (рис. 7).

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

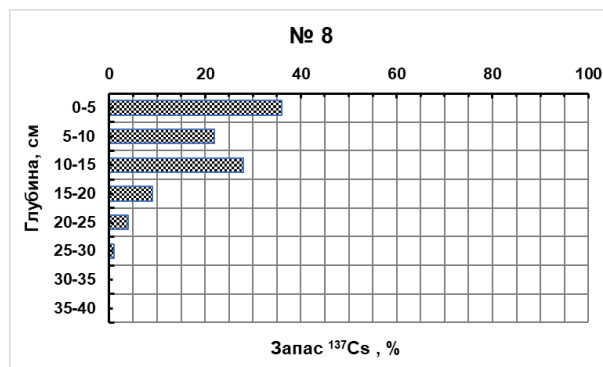
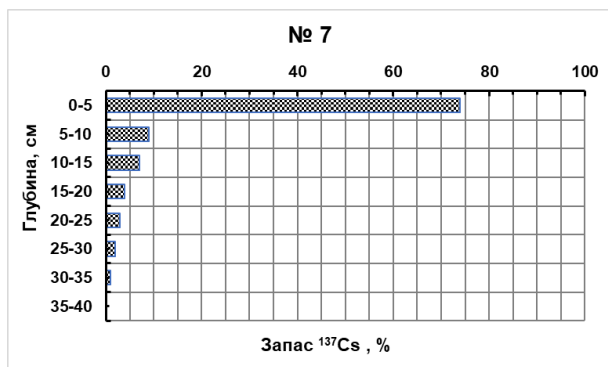


Рисунок 6. Распределение ¹³⁷Cs по профилю осушенных болотных торфяных переходных почв: ненарушенной пожарами (№ 7) и пирогенной (№ 8) (с. Макаричи Красногорского района Брянской области, 2002 год)

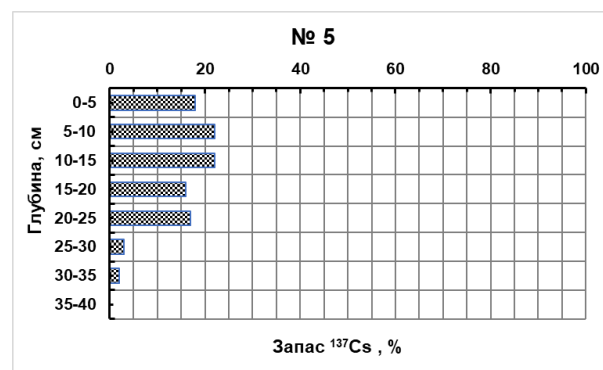
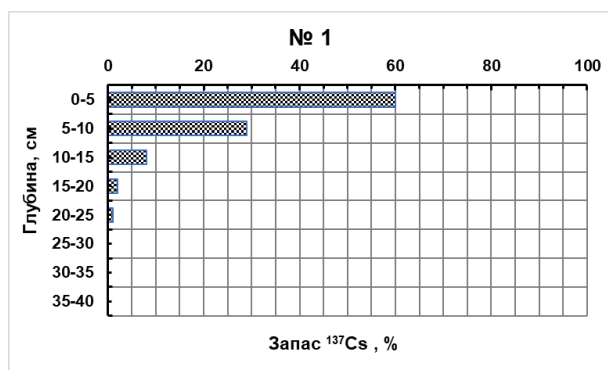


Рисунок 7. Распределение ¹³⁷Cs по профилю: осушенной целинной (№ 1, с. Бабаки Новозыбковского района Брянской области) и осушенной болотных торфяных низинных почв (№ 5, с. Кожаны Гордеевского района Брянской области) (2002 год)

Оценка параметров миграции ¹³⁷Cs в почвах с использованием двухкомпонентной квазидиффузионной модели

Для прогнозирования радиационной ситуации используются математические модели, для параметризации которых необходимо накопление экспериментальных данных. Для оценки параметров вертикальной миграции ¹³⁷Cs в почвах ландшафтов 50-км зоны Чернобыльской АЭС в 1988 г. на различном удалении от ЧАЭС на территории северного следа аварийного выброса была заложена сеть попарно-сопряженных пробных площадок (одна – на почве автоморфного ряда, другая – на почве гидроморфного ряда) [7, 9, 10]. Всего было заложено 12 площадок, при выборе которых учитывались как физико-химические свойства почв, так и тип и

плотность выпадений: № 1 (дерново-подзолистая связно-песчаная, с. Красно), № 2 (дерново-подзолистая грунтово-оглеенная супесчаная, с. Красно), № 3 (дерново-подзолистая связно-песчаная, д. Уласы), № 4 (перегноино-подзолистая грунтово-оглеенная супесчаная, д. Уласы), № 5 (дерново-подзолистая связно-песчаная, д. Кажушки), № 6 (болотная торфяная низинная осушенная, д. Кажушки), № 7 (дерново-подзолистая супесчаная, д. Радин), № 8 (болотная торфяная низинная осушенная на легкой глине, д. Радин), № 9 (дерново-подзолистая супесчаная, с. Красно), № 10 (аллювиальная лугово-болотная среднесуглинистая, с. Красно), № 11 (дерново-подзолистая супесчаная, д. Хвощевка), № 12 (дерново-подзолистая грунтово-оглеенная легкосуглинистая, д. Хвощевка).

По результатам экспериментальных

исследований была проведена стратификации почвенных профилей ключевых разрезов, заложенных на выбранных постоянных пробных площадках. Относительное содержание ^{137}Cs в слоях почв постоянных пробных площадок, расположенных в 50-км зоне Чернобыльской АЭС резко снижается с глубиной. Для гидроморфных почв этот процесс происходит более интенсивно, чем для автоморфных. Рассчитанный на основании экспериментальных данных центр

распределения ^{137}Cs , определяемый по формуле $X = \sqrt{2Dt}$ [11], в 1990 году для автоморфных почв находится на глубинах от 1,1 см до 1,4 см (в среднем, 1,2 см), для гидроморфных – от 1,2 до 2,0 см (в среднем, 1,5 см). Связано это с тем, что коэффициенты миграции медленных компонент (M_1), играющих основную роль в перемещении радионуклидов по профилю почв, существенно выше у гидроморфных почв.

Таблица 5

Относительное содержание ^{137}Cs в слоях почв постоянных пробных площадок, расположенных в 50-км зоне Чернобыльской АЭС (1990–1991 гг.)

Расстояние от ЧАЭС, км	5	5	15	15	35	35	20	20	7	7	25	25
Плотность загрязнения почв ^{137}Cs , кБк/м ² (на момент аварии)												
	3600	4900	9500	6100	950	1400	9000	8800	9100	1120	810	800
Слой, см	Относительное содержание ^{137}Cs в слое почвы, % (с учетом плотности сложения горизонтов)											
0–2	95,79	93,20	96,29	91,35	96,29	93,27	98,64	62,12	89,56	76,10	88,19	79,42
2–3	1,48	3,94	2,11	6,02	1,44	3,49	0,60	19,60	5,37	9,86	7,08	12,53
3–4	0,73	0,97	0,71	0,72	0,40	1,04	0,19	8,17	1,54	5,47	2,02	3,73
4–5	0,30	0,55	0,35	0,48	0,20	0,54	0,08	4,10	0,72	2,87	0,82	1,09
5–6	0,21	0,17	0,18	0,37	0,12	0,27	0,04	2,34	0,56	2,66	0,50	0,69
6–8	0,26	0,29	0,17	0,58	0,31	0,40	0,09	1,87	0,75	1,03	0,55	0,85
8–10	0,24	0,20	0,07	0,25	0,26	0,24	0,06	0,66	0,30	0,38	0,14	0,75
10–12	0,24	0,14	0,04	0,11	0,40	0,24	0,01	0,57	0,32	0,38	0,29	0,41
12–14	0,18	0,08	0,03	0,05	0,19	0,17	0,01	0,30	0,27	0,28	0,14	0,28
14–16	0,16	0,08	0,02	0,03	0,20	0,18	0,01	0,17	0,21	0,22	0,14	0,18
16–18	0,13	0,08	0,02	0,01	0,20	0,10	0,01	0,10	0,16	0,20	0,14	0,08
18–20	0,09	0,08	0,01	0,01		0,05	0,01		0,10	0,16		
20–22	0,05	0,07	0,01	0,01			0,01		0,04	0,16		
22–24	0,04	0,06					0,009		0,05	0,16		
24–26	0,03	0,04					0,005		0,05	0,11		
26–28	0,03	0,04										
28–30	0,03											

* уровень грунтовых вод расположен на глубине 18 см

На основании полученных данных по распределению ^{137}Cs в профиле почв, используя конвективно-диффузионную модель вертикальной миграции радионуклидов, рассчитываются основные параметры миграции радионуклида для разных типов почв: коэффициент квазидиффузии D (см²/год) и константу скорости вертикальной миграции ^{137}Cs v (см²/год). Общее уравнение вертикальной миграции радионуклидов имеет вид [1, 2, 12, 13]:

$$\frac{dq}{dt} = D \times \frac{\partial^2 q}{\partial x^2} - v \times \frac{\partial q}{\partial x} - \lambda q, \quad (1)$$

где q – концентрация радионуклида на глубине x ; λ – постоянная радиоактивного распада; t – время, лет.

Общее решение уравнения (1) для случая однократного поступления радионуклидов (в нашем случае ^{137}Cs) на поверхность почвы, при условии неизменности параметров миграции (v и D) с ростом глубины:

$$q(x, t) = A \times \exp(-\lambda t) \left[\frac{1}{\sqrt{\pi D t}} \times \exp\left(-\frac{(x - vt)^2}{4Dt}\right) - \frac{v}{2D} \times \exp\left(\frac{vx}{D}\right) \times \operatorname{erfc}\left(\frac{x}{2\sqrt{Dt}} + \frac{v}{2}\sqrt{\frac{t}{D}}\right) \right], \quad (2)$$

где A – общее количество ^{137}Cs , выпавшее на поверхность почвы; erfc – специальная функция ошибки.

Эти условия могут выполняться на торфяных почвах и, отчасти, на ранее перепаханных минеральных почвах, характеризующихся более или менее однородными физическими и химическими свойствами в пределах изучаемого слоя. Искомые параметры (v , D) определяются методом подбора при помощи, например, модуля «Поиск решения» программы Excel. Критерием является минимизация значения:

$$\sum_{i=1}^n NEV^2 = \sum_{i=1}^n (q(x, t) - Q(i))^2 \rightarrow \min, \quad (3)$$

где $q(x, t)$ – рассчитанная концентрация ^{137}Cs в слое почвы; $Q(i)$ – измеренная концентрация ^{137}Cs в i -м слое почвы.

При этом предполагается, что параметры v и D остаются неизменными в пределах исследуемого профиля распределения ^{137}Cs . Однако, для «чернобыльских»

$$c(x, t) = \frac{Q_1 \exp(-\lambda t)}{\sqrt{\pi M_1 t}} \exp\left(-\frac{x^2}{4M_1 t}\right) + \frac{Q_2 \exp(-\lambda t)}{\sqrt{\pi M_2 t}} \exp\left(-\frac{x^2}{4M_2 t}\right), \quad (4)$$

где $c(x, t)$ – объемная концентрация радионуклида (Бк/дм³) на расстоянии x от поверхности почвы в момент времени t ; Q – общее количество радионуклида, выпавшее на поверхность почвы; Q_1 – часть радионуклида, которая связана с медленной компонентой при вертикальной миграции; Q_2 – часть радионуклида, связанная с быстрой компонентой; M_1 и M_2 – соответственно, компоненты миграции медленной и быстрой компонент; t – время, прошедшее с момента выпадения радионуклида.

В таблице 6 приведены коэффициенты квазидиффузии «медленной» (M_1) и «быстрой» (M_2) компонент вертикальной миграции ^{137}Cs , полученные на основании данных по распределению радионуклида в профиле исследованных почв в 1990–1991 г. (табл. 5). Определено также соотношение долей радионуклида, мигрирующих в виде медленной (1) и быстрой (2) компонент. Особый интерес

выпадения это допущение (в целом, верное в пределах пахотного горизонта почвы с однородными свойствами) является некорректным из-за сложного характера форм выпадения радионуклида. Связано это с тем, что в составе аварийного выброса ^{137}Cs присутствовал как в парогазовой фазе, так и в составе труднорастворимых топливных частиц. Следовательно, в уравнение (2) надо вводить, как минимум, еще 2 параметра (v_{slow} , D_{slow}), отвечающие за миграцию ^{137}Cs в составе мелкодисперсных топливных частиц. В результате конечное уравнение становится громоздким и содержащим 4 параметра (v_{slow} , v_{fast} , D_{slow} , D_{fast}) корректный подбор которых затруднителен.

В связи с этим для определения параметров вертикальной миграции ^{137}Cs использовали простую и достаточно хорошо описывающую реальные физические процессы, происходящие в почве, двухкомпонентную модель [14], которую можно формализовать следующим уравнением:

вызывает тот факт, что величины M_2 для почв «ближней» зоны выше (1,69–19,4), чем для почв «дальней» зоны: 0,65–1,94 см² в год. Это подтверждает большую подвижность ^{137}Cs в «чернобыльских» выпадениях ближней зоны за период между аварией на ЧАЭС в 1986 г. и моментом отбора проб в 1990 г. Как правило, содержание радионуклида в виде медленной компоненты значительно превышает его содержание в виде быстрой компоненты. На основании параметров вертикального распределения ^{137}Cs в профиле почв было установлено, что концентрация радионуклида, например, в верхнем слое 0–1 см через 35 лет снизится весьма значительно (в 5,7–6,6 раз), что преимущественно связано с выносом радионуклида в нижележащие горизонты.

Для оценки интенсивности процесса вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах и воздействия его на поступление радионуклида в

растения чрезвычайно важным показателем является экологический период полуочищения корнеобитаемого слоя почв, т.е. без учета радиоактивного распада нуклида. Оценка периодов полуочищения для слоев 0–5 и 0–10 см почв экспериментальных участков показала, что интенсивность вертикальной миграции ^{137}Cs в гидроморфных почвах

существенно выше, чем в сопряженных с ними автоморфных. Периоды полуочищения корнеобитаемых слоев 0–5 и 0–10 см гидроморфных почв составили: 172–461 и 282–758 лет соответственно по сравнению с сопряженными автоморфными: 393–763 и 646–1253 года соответственно (табл. 7).

Таблица 6

Коэффициенты миграции «медленной» (M_1) и «быстрой» (M_2) компонент миграции ^{137}Cs , $\text{см}^2/\text{год}$ (1990 г.)

Точка	M_1	M_2	Отношение компонент 1/2	Точка	M_1	M_2	Отношение компонент 1/2
1	0,15	9,23	45,6	7	0,14	1,62	513,7
2	0,22	19,4	75,2	8	0,48	1,06	32,8
3	0,17	1,94	544,0	9	0,16	1,69	62,8
4	0,18	0,65	98,5	10	0,36	3,15	73,7
5	0,11	1,63	не опр.	11	0,21	0,81	66,3
6	0,19	1,24	118,1	12	0,25	0,84	37,3

Таблица 7

Экологические периоды полуочищения верхних слоев почв для ^{137}Cs

Участок, №	Период полуочищения (лет) от ^{137}Cs для слоя:	
	0–5 см	0–10 см
1	535	881
2	371	610
3	492	809
4	461	758
5	763	1253
6	437	718
7	598	982
8	172	282
9	512	841
10	229	376
11	393	646
12	327	538

Эффективные периоды полувыведения радионуклида (с учетом периода полураспада) из слоя 0–5 см колеблются от 18,8 до 27,7 лет, из слоя 0–10 см – от 27,3 лет до 30,1 года.

Заключение

Оценка последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции для почвенно-растительного покрова природных и аграрных экосистем включает в качестве ключевого компонента оценку периодов самоочищения почв в результате естественных

биогеохимических процессов. Скорость перераспределения радионуклидов в почвенном профиле зависит от широкого спектра природных и антропогенных факторов, среди которых следует выделить ландшафтные условия, гидрологию региона, почвенные параметры, хозяйственную деятельность человека.

Миграция ^{137}Cs в различных типологических комплексах ландшафтах определяется локализацией в разных элементах рельефа, гидроморфностью, экспозицией склонов, наличием геохимических барьеров и т.д., что

определяет необходимость дифференцированной оценки роли процессов перераспределения радионуклида не только по вертикали почвенного профиля, но и в результате латеральных и горизонтальных процессов переноса загрязненных почвенных масс. Ландшафтные особенности миграции радионуклидов являются одним из важных факторов, который необходимо учитывать при планировании реабилитационных мероприятий на радиоактивно загрязненных территориях и их хозяйственном использовании.

Многолетние экспериментальные наблюдения показывают, что миграционные процессы ^{137}Cs в почвах протекают достаточно медленно. Эффективные периоды полураспада колеблются от 18,8 до 27,7 лет для слоя 0–5 см и от 27,3 лет до 30,1 года – для слоя 0–10 см. При этом темпы вертикальной миграции ^{137}Cs в автоморфных почвах существенно выше по сравнению с автоморфными почвами – экологические периоды полураспада слоев 0–5 и 0–10 см для гидроморфных почв в 1,7–2,3 раза короче, чем для автоморфных.

Удовлетворительно позволяет описать процесс миграции ^{137}Cs позволяет двухкомпонентная квазидиффузионная модель вертикальной миграции. Использование модели для оценки изменения концентрации ^{137}Cs в любом слое почв со временем, например, в верхнем слое 0–2 см, показало, что через 35 лет содержание радионуклида снижается в 5,7–6,6 раз, что согласуется с экспериментальными данными.

Список литературы

1. Анохин В.Л. Моделирование процессов миграции радиоизотопов в ландшафтах. М.: Атомиздат, 1974. 144 с.
2. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981. 98 с.
3. Хекало Н.Л., Пучков Ю.Н. Динамика содержания радионуклидов в черноземах Тульской области // Чернобыль: экология, человек, здоровье: матер. научно-практической конференции. М., 2006. С. 270–280.
4. Механизмы вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС / А.А. Булгаков, А.В. Коноплев, В.Е. Попов [и др.] // Почвоведение. 1990. № 10. С. 14–18.
5. Гиляров М.С., Криволуцкий Д.А. Жизнь в почве. М.: Издательство Ростовского университета, 2011. 240 с.
6. Квасникова Е.В. Трансформация поля загрязнения почвы искусственными радионуклидами // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем: сборник трудов ИГКЭ. Санкт-Петербург: Гидрометеоздат, 2002. С. 37–58.
7. 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.
8. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели: автореф. на соиск. ученой степ. докт. геог. наук. М., 2008. 40 с.
9. 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.
10. 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. 468–475.
11. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.
12. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Измерение параметров миграции ^{137}Cs в почве // Атомная энергия. 1988. Т.65. Вып. 2. С. 137–141.
13. Прогнозирование миграции цезия-137 в почвах / И.Е. Константинов [и др.] // Почвоведение. 1974. № 5. С. 54–58.
14. 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.

Применение радиоэкологических моделей и СППР для прогнозирования последствий аварии на ЧАЭС и выработки стратегий реабилитации

Спиридонов С.И.

ФГБНУ ВНИИ радиологии и агроэкологии

Описаны модели разных типов, предназначенные для исследования радиоэкологических процессов и прогнозирования развития поставарийной ситуации в аграрных и лесных экосистемах. Для поддержки принятия решений по внедрению защитных мероприятий и выработке реабилитационных стратегий созданы соответствующие программные средства. Разработанные расчетные инструменты применялись для решения широкого круга задач, являющихся приоритетными в различные временные периоды после аварии.

Радиоэкологическая ситуация, модели, СППР, реабилитационные стратегии, прогнозирование

Широкомасштабное загрязнение сельскохозяйственных и лесных земель долгоживущими радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС привело к необходимости разработки прогностических моделей и систем поддержки принятия решений (СППР) по внедрению защитных мероприятий, направленных на смягчение последствий аварии для населения [1].

Почва является основным депо радионуклидов, формирующим внешнее облучение населения, и источником поступления радиоактивных веществ в пищевые цепочки. В этой связи в первый период после аварии большое внимание уделялось моделированию вертикальной миграции радионуклидов по почвенному профилю. Опыт использования моделей, основанных на конвективно-диффузионных представлениях, показал, что они дают неоправданно оптимистичный прогноз периодов полужизни корнеобитаемого слоя почвы. Экспериментальные данные продемонстрировали существенное замедление интенсивности вертикальной миграции ^{137}Cs с течением времени [2].

Для обеспечения реалистичного прогнозирования были разработаны модели, учитывающие изменение содержания ^{137}Cs в обменной, подвижной и фиксированной формах его нахождения в почве [3]. Каждый

почвенный слой, представлен в виде совокупности компартментов, характеризующихся потенциальной емкостью поглощения радионуклидов и реальным их содержанием в каждый момент времени. Система стремится к равновесию, при котором компартменты будут «заполнены» согласно их потенциальной емкости, определяемой соответствующими буферными константами.

В результате развития этого подхода созданы модели, позволяющие прогнозировать биологическую доступность ^{137}Cs в почве «ближней» и «дальней» зоны Чернобыльской АЭС и накопление этого радионуклида в луговой растительности. Модель, параметризованная для «ближней» зоны, учитывает присутствие в выпадениях ^{137}Cs не только в водорастворимой форме, но и в составе топливных частиц [4]. На основе численных экспериментов найдены их основные характеристики (доли частиц каждого типа и константы скоростей выщелачивания ^{137}Cs). Наличие топливных частиц, различающихся по своей устойчивости в почве, приводит к значительной неоднородности в снижении доступности радионуклидов для корневого поглощения (рис. 1). Этот эффект в большей степени выражен для автоморфных почв, характеризующихся более низкой сорбционной способностью.

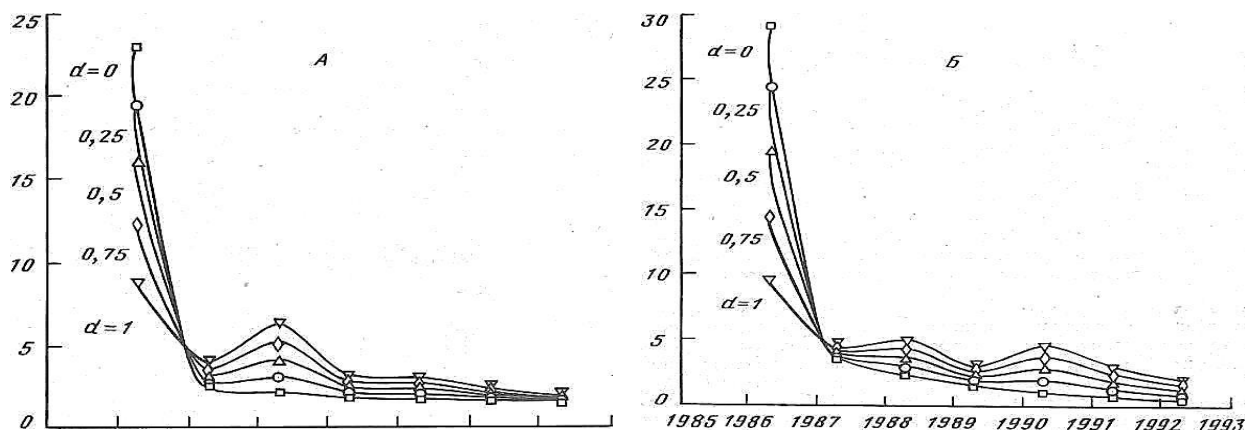


Рисунок 1. Динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs в луговую растительность на автоморфных (А) и гидроморфных (Б) почвах в зависимости от доли топливной компоненты в составе выпадений (d). По осям абсцисс – годы; по осям ординат – коэффициенты перехода (Бк/кг)/(кБк/м²)

В дальнейшем был реализован подход к описанию «механизмов» поведения ^{137}Cs в почве с учетом распределения этого радионуклида между селективными (FES) и неселективными (RES) обменными местами почвенно-поглощающего комплекса. На основе этого подхода разработаны модели, отражающие суперпозицию разнонаправленных процессов – обменного поглощения и фиксации глинистыми минералами ^{137}Cs , его вертикального перемещения в составе почвенного раствора и корневого поглощения [5]. Уровень детализации модельной системы позволил описать влияние конкурирующих катионов на поведение ^{137}Cs в почве (рис. 2). Модели применены как для изучения факторов, определяющих интенсивность поступления ^{137}Cs в растения, так и для практических оценок эффективности защитных мероприятий, связанных с внесением в мелиорантов почву [5].

Неоднородность радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий и вариабельность миграционных параметров потребовали применения вероятностных методов для оценки поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию. В первые годы после аварии на Чернобыльской АЭС был разработан оригинальный подход, рассматривающий загрязнение почв, и параметры переноса радионуклидов

в системе почва-растения как случайные величины [6]. Исследована зависимость полученных результатов от закона и статистических параметров случайных величин [7], разработана методика оценки параметров распределения коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в растения [8].

Информация, накопленная в период после 2000-го года в результате комплексной паспортизации сельскохозяйственных угодий загрязненных районов Брянской области, позволила установить закон и параметры вероятностного распределения плотностей загрязнения почв ^{137}Cs (рис. 3). На основе данных, систематизированных в документе МАГАТЭ [9], оценено влияние вариабельности миграционных параметров на величину риска загрязнения растениеводческой продукции, производимой на почвах различных групп согласно радиоэкологической классификации [10].

В аналитическом виде разработаны статистические модели для прогнозирования рисков превышения нормативов (РПН) содержания ^{137}Cs в агропродукции, оценки предельных уровней загрязнения почв и времени их естественной реабилитации в зависимости от РПН. Модели применены для радиоэкологической оценки сельскохозяйственных угодий юго-западных районов Брянской области (рис. 4) [11].

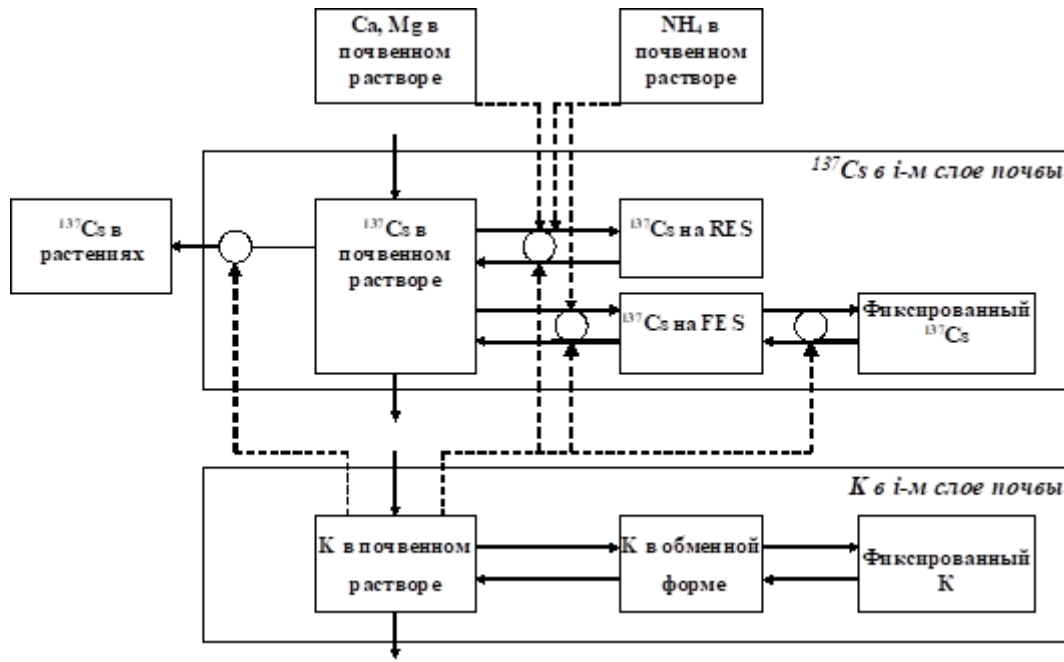


Рисунок 2. Концептуальная схема модели, описывающей влияние применения калийных удобрений на поведение ^{137}Cs в системе почва-растения

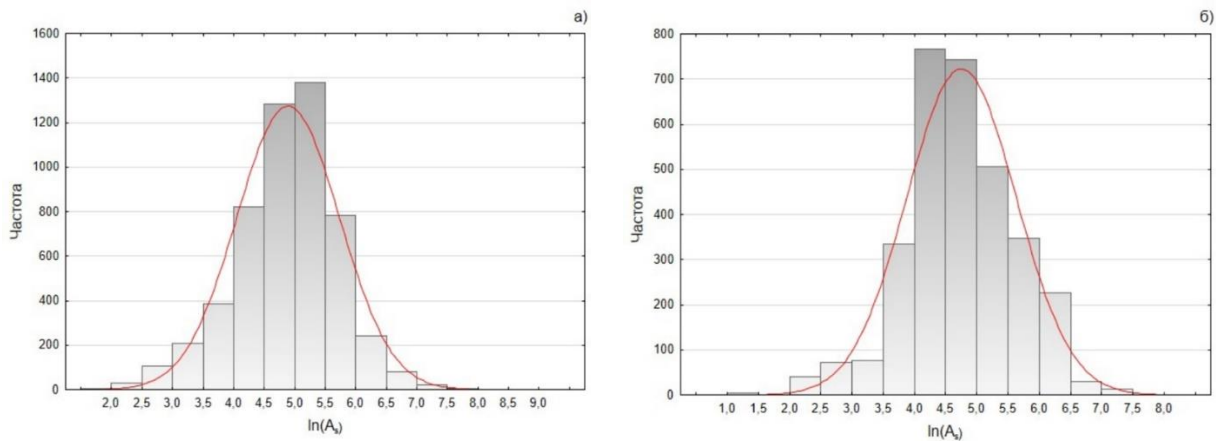


Рисунок 3. Частотное распределение логарифма плотности загрязнения (кБк/м²) для супесчаных (а) и суглинистых (б) пахотных почв юго-западных районов Брянской области

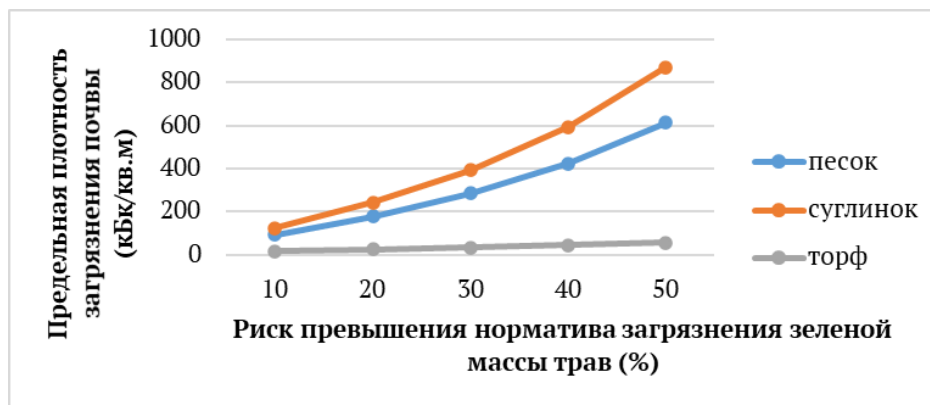


Рисунок 4. Зависимость предельной плотности загрязнения пастбищ ^{137}Cs от РПН для зеленой массы трав в Новозыбковском районе Брянской области

На основе разработанных моделей создано мобильное приложение PlantCs, предназначенное для работы на устройствах с операционной системой Android [12]. Приложение позволяет решать задачи, связанные с прогнозированием загрязнения ^{137}Cs продукции растениеводства и кормопроизводства

(рис. 5). Его можно рассматривать в качестве «пилотной» версии программных средств для радиоэкологической оценки, которые могут быть установлены на мобильные устройства (планшеты, смартфоны).

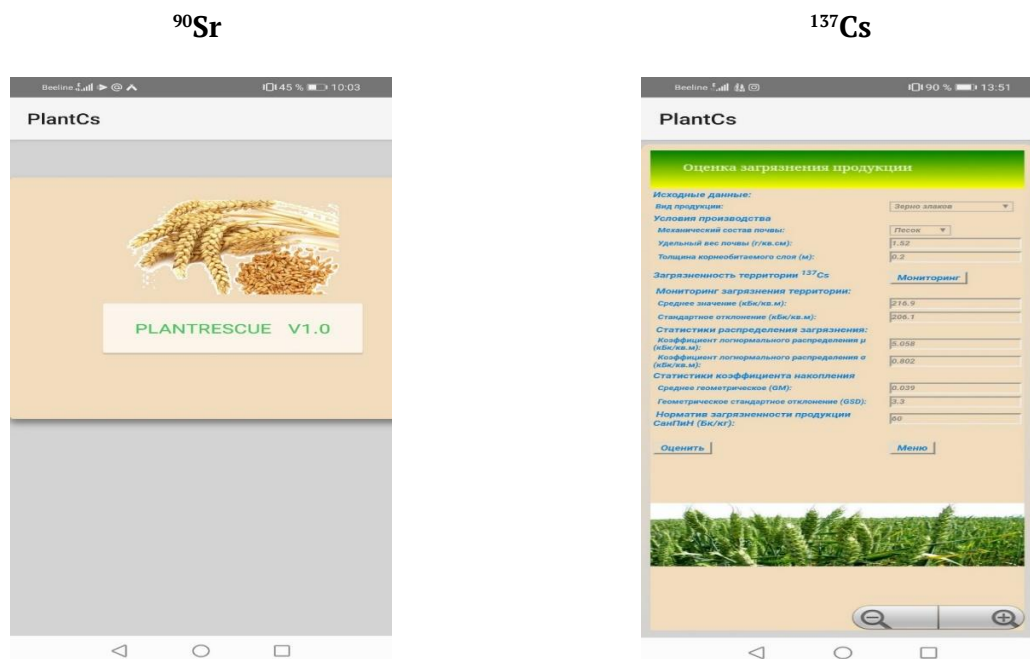


Рисунок 5. Внешний вид интерфейса модуля PlantRescue мобильного приложения PlantCs

Первый в мировой практике прототип системы поддержки принятия решений по ведению сельского хозяйства на радиоактивно загрязненных территориях был создан уже в 1988 г. на персональных компьютерах типа ЛАБТАМ. В ее рамках осуществлялся первичный анализ данных (оценка закона и параметров распределения) и вероятностный прогноз – оценка риска превышения нормативов в сельскохозяйственной продукции. Система активно использовалась для решения народнохозяйственных задач на территории, подвергшейся загрязнению после аварии на Чернобыльской АЭС.

С 1991 г. эти работы были продолжены и была создана более сложная и более универсальная система поддержки принятия решений FORCON [13], в рамках которой рассматривалась следующая схема расчетов:

- анализ радиологической обстановки и определение возможных мероприятий по реабилитации загрязненных сельхозугодий;

- моделирование защитных мероприятий, выбор сценариев их использования, расчет затрат и оценка уровней загрязнения после применения мероприятий;

- анализ эффективности заданных сценариев и выбор наиболее рациональных вариантов организации сельскохозяйственного производства с учетом возможности осуществления контрмер.

В 1992–1996 гг. эта система широко применялась при обосновании рациональных вариантов ведения сельскохозяйственного производства в хозяйствах, расположенных в районах России, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Полученные результаты использовались при подготовке рекомендаций по ведению агропроизводства на загрязненных территориях.

С 1994 г. в институте проводились работы по дальнейшему развитию СППР на основе использования геоинформационных технологий. Основные особенности

созданной СППР PRANA [14], существенно отличающие ее от близких по назначению систем, заключались в следующем:

– использование ГИС-технологий, векторная карта землепользования и связанные с ней базы данных являются ключевыми компонентами системы;

– различные уровни исследования и детализации при оценке последствий радиоактивного загрязнения, выбора стратегий вмешательства и оценке их эффективности (региональный, локальный уровни).

В дальнейшем, на основе опыта развития систем поддержки принятия решений по ведению сельского хозяйства на радиоактивно загрязненных территориях, была разработана система ReSCA [15], позволяющая определить оптимальные стратегии проведения реабилитационных мероприятий в сельских населенных пунктах, находящихся

на загрязненной территории. СППР была разработана экспертами трех наиболее пострадавших стран: Белоруссии, России и Украины.

На основе данных радиоэкологических обследований юго-западных районов Брянской области в период после 2000 г. было разработано программное средство ResAll, предназначенное для оценки соответствия агропродукции нормативам и моделирования реабилитационных мероприятий (рис. 6) [16]. Оценка эффективности мероприятий осуществлялась с использованием совокупности радиологических и экономических критериев. Система ResAll обеспечивает пользователя картографической информацией и значениями критериев, рассчитанных при моделировании мероприятий для каждого хозяйства.

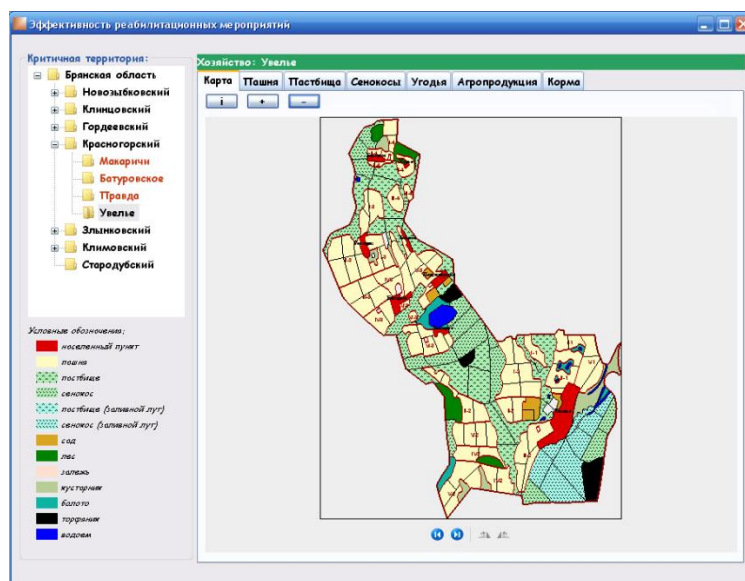


Рисунок 6. Управляющее окно системы поддержки принятия решений ResAll

В области лесной радиоэкологии после аварии на Чернобыльской АЭС разработан программный комплекс FORESTLAND [17], включающий модели экосистемного уровня агрегации для долгосрочного прогнозирования накопления ^{137}Cs в компонентах леса и лесной продукции [18]. Модели использовались для исследовательских целей – установления закономерностей поведения ^{137}Cs в лесных экосистемах и решения практических задач, связанных с разработкой защитных мероприятий.

В качестве первичного критерия оценки эффективности «лесных» контрмер в рамках консервативного подхода рассматривалась интенсивность снижения дозовой нагрузки на население [19]. Экономические критерии использовались на втором уровне процедуры принятия решения – для выбора контрмер из совокупности мероприятий, близких по значению дозового критерия. Многокритериальный подход применялся для реальных ситуаций, связанных с ограничением на величину затрат, что приводит к усилению

роли экономических критериев [20]. Оценка эффективности контрмер выполнялась на основе компьютерной системы анализа решений PRIME Decision для различных вариантов сочетания радиологических и экономических критериев.

Таким образом, после аварии на Чернобыльской АЭС разработаны модели разных типов, предназначенные для исследования радиоэкологических процессов и прогнозирования развития поставарийной ситуации в аграрных и лесных экосистемах. Для поддержки принятия решений по внедрению защитных мероприятий и выработке реабилитационных стратегий созданы соответствующие программные средства. Эти расчетные инструменты применялись для решения широкого круга задач, являющихся приоритетными в различные временные периоды после аварии.

Список литературы

1. Фесенко С.В., Спиридонов С.И. Применение математических методов в радиоэкологии // История науки и техники. 2020. № 7. С. 115–125.
2. 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.
3. Оценка периодов полуснижения содержания радионуклидов в почве / С.В. Фесенко, С.И. Спиридонов, Н.И. Санжарова, Р.М. Алексахин // Радиационная биология. Радиоэкология. 1997. Т. 37. № 2. С. 267–280.
4. Dynamics of ^{137}Cs Bioavailability in Soil-Plant System in Areas of the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident Zone with a Different Physico-chemical Composition of Radioactive Fallout / S.V. Fesenko, S.I. Spiridonov, N.I. Sanzharova, R.M. Alexakhin // J. Environ. Radioactivity. 1997. V. 34. No 3. P. 287–313.
5. Спиридонов С.И., Фесенко С.В., Санжарова Н.И. Моделирование поведения ^{137}Cs в системе почва-растения после применения мелиорантов // Радиационная биология. Радиоэкология. 2001. Т. 41. № 3 С. 337–344.
6. Фесенко С.В., Власов О.К., Черняева Л.Г. Применение статистических методов для анализа первичной экспериментальной информации о радиоактивном загрязнении сельскохозяйственных угодий // Надежность биологических систем: сб. трудов конференции / Под ред. Д.М. Гродзинского. Киев: Наукова Думка, 1989. С. 67–73.
7. Вероятностный подход к прогнозированию радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции / С.В. Фесенко, Л.Г. Черняева, Р.М. Алексахин, Н.И. Санжарова // Атомная энергия. 1993. Т. 74. Вып. 6. С. 507–513.
8. Статистические методы анализа эмпирических распределений коэффициентов накопления радионуклидов растениями / С.А. Гераськин, С.В. Фесенко, Л.Г. Черняева, Н.И. Санжарова // Сельскохозяйственная биология. 1994. № 3. С. 130–137.
9. IAEA (2009). Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments. Vienna: IAEA, 2009. 625 p.
10. Спиридонов С.И., Иванов В.В. Вероятностная оценка накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции и допустимых уровней радиоактивного загрязнения почв // Радиационная биология. Радиоэкология. 2013. Т. 53. № 1. С. 95–103.
11. Радиоэкологическая оценка кормовых сельскохозяйственных угодий юго-западных районов Брянской области на основе комплекса статистических моделей / С.И. Спиридонов, В.В. Иванов, И.Е. Тутов, В.Э. Нуштаева // Радиация и риск. 2020. Т. 30. № 2. С. 38–49.
12. Иванов В.В., Спиридонов С.И., Тутов И.Е. Мобильное приложение для оценки рисков загрязнения ^{137}Cs продукции растениеводства и кормопроизводства // Агроэкологические проблемы почвоведения и земледелия: Сб. докладов XVI международной научно-практической конференции. Курск: ФГБНУ «Курский ФАНЦ», 2021. С. 153–167.
13. FORCON: Local Decision Support System for the Provision of Advice in Agriculture – Methodology and Experience of Practical Implementation / S.V. Fesenko, N.I. Sanzharova, B.T. Wilkins, A.F. Nisbet // Radiation Protection Dosimetry. 1995. V. 64. No ½. PP. 157–164.
14. Yatsalo B., Mirzeabassov O. Computer DSS for Assessment of Countermeasure Strategy in the Long-term Period of Liquidation of the Consequences of a Nuclear Accident (Agrosphere) // Proc. Of the IRPA Congress. Vienna. 1996. V. 2. P. 747.
15. ReSCA: decision support tool for remediation planning after the Chernobyl accident / A. Ulanovsky [et al.] // Radiation and Environmental Biophysics. 2011. V. 50. PP. 67–83.
16. Иванов В.В., Спиридонов С.И., Куртмулаева В.Э. Компьютерная программа для оценки

эффективности реабилитационных мероприятий на сельскохозяйственных угодьях, подвергшихся радиоактивному загрязнению // *Агрохимический вестник*. 2016. № 2. С. 23–26.

17. *Fesenko S.V., Spiridonov S., Avila R.* Modeling of ^{137}Cs behaviour in forest game food chains. In: *Contaminated Forests. Recent Developments // In Risk Identification and Future Perspectives / Edited by Igor Linkov and William R. Schell. NATO Science Series. 2. Environmental Securit. Kluwer Academic Publishers, 1999. V.58. PP. 239-247.*

18. Моделирование поведения ^{137}Cs в лесных экосистемах и прогнозирование его накопления в лесной продукции / *С.И. Спиридонов, С.В. Фесенко, Р. Авила, И.А. Гонтаренко* // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2001. Т. 41. № 2. С. 217–225.

19. *Спиридонов С.И., Фесенко С.В., Гонтаренко И.А.* Разработка стратегии проведения защитных мероприятий, направленных на устранение последствий радиоактивного загрязнения лесных экосистем // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44. № 1. С. 104-112.

20. Decision Making Framework for Application of Forest Countermeasures in the Long Term after the Chernobyl Accident / *S.V. Fesenko, G. Voigt, S.I. Spiridonov, I.A. Gontarenko* // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005. V. 82. PP. 143–166.

Реабилитация и хозяйственное освоение территорий с высокими уровнями радиоактивного загрязнения

Шубина О.А., Титов И.Е., Кречетников В.В., Курбаков Д.Н.,
Кузнецов В.К., Кречетникова Е.О.

ФГБНУ «ВНИИ радиологии и агроэкологии»

Представлена информация о формировании в Брянской области зоны отчуждения на территориях с высокими уровнями радиоактивного загрязнения после аварии на ЧАЭС, а также дан краткий анализ современного состояния выведенных из землепользования земель. Приведены общие подходы и перспективы возвращения отчужденных угодий в хозяйственный оборот.

Авария на ЧАЭС, зона отчуждения, Брянская область, реабилитация, возвращение в хозяйственный оборот

Особенности аварийной ситуации на Чернобыльской АЭС и погодные условия в период радиоактивных выпадений привели к неравномерности радиоактивного загрязнения территории, в том числе сельскохозяйственных угодий. В первый период после аварии на ЧАЭС был предложен принцип зонирования территории по плотности загрязнения долгоживущими биологически значимыми радионуклидами – ^{137}Cs , ^{90}Sr , 139 , ^{240}Pu . Реализация зонального принципа деления территории, привела к выделению 4-х зон по плотности загрязнения ^{137}Cs : 37–185, 185–555, 555–1480 и более 1480 кБк/м² [1, 2]. Сельскохозяйственные угодья четвертой зоны (плотность загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м²) были выведены из сельскохозяйственного использования и производство на этих территориях было полностью прекращено. На территории Брянской области сельскохозяйственные угодья с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк·м⁻² были временно выведены из хозяйственного использования. Общая площадь отчужденных земель составила 17,1 тыс. га, в том числе сенокосов и пастбищ – 9,8 тыс. га, а пахотных земель – 7,3 тыс. га.

Зона отчуждения в Российской Федерации первоначально формировалась для эвакуации населения Брянской области из населенных пунктов, где плотность загрязнения ^{137}Cs превышала 1480 кБк/м². К зоне отчуждения были отнесены 4 населенных пункта Красногорского района (Барсуки, Князевщина, Нижняя Мельница, Прогресс). Из этих

населенных пунктов в августе 1986 года было эвакуировано 186 жителей. Границы зоны отчуждения были определены Федеральным агентством по геодезии и картографии – это 500-метровая зона вокруг бывших населенных пунктов [3].

Зонирование сельскохозяйственных земель и лесных территорий осуществлялось по плотности загрязнения. Площади лесных массивов с плотностью загрязнения свыше 1480 кБк/м² составляли 15,1 тыс. га. Лесные территории не исключались из лесопользования. В зависимости от плотности загрязнения по ^{137}Cs введены ограничения на лесопользование [4].

В сфере сельского хозяйства из 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. [5, 6].

Площадь сельскохозяйственных земель с плотностью загрязнения свыше 1480 кБк/м² составила 17,1 тыс. га, в том числе сенокосов и пастбищ – 9,8 тыс. га, а пахотных земель – 7,3 тыс. га [7]. Сельскохозяйственные угодья в Брянской области выводились из землепользования 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 радиологического картографирования загрязненных территорий, выполненного Брянским Центром «Агрохимрадиология». Сельскохозяйственное производство на территориях, где плотность загрязнения ^{137}Cs превышала 2960

кБк/м², было полностью прекращено. Основная часть отчужденных земель находится на территории Брянской области в приграничных районах с Республикой Беларусь.

Всего в зону отчуждения вошли сельскохозяйственные угодья 23 хозяйств Гордеевского, Злынковского, Клинцовского, Красногорского и Новозыбковского районов Брянской области (табл. 1) [8].

Таблица 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
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. Ипать»	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

*Данные ФГУ Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Брянский»

Особенностью формирования зоны отчуждения в Брянской области является ее территориальная раздробленность. Выведенные из оборота земли сельскохозяйственного назначения переведены в земли запаса. Сельскохозяйственные угодья, временно выведенные из землепользования в юго-западных районах Брянской области, характеризуются неоднородностью по плотности загрязнения, разнообразием почвенного покрова, варьированием агрохимических характеристик почв.

Выведение сельскохозяйственных угодий из землепользования привело к проявлению негативных экологических и хозяйственных 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.

Данные последнего тура радиологического обследования показали, что на начало 2019 года площади земель с плотностью загрязнения по ^{137}Cs свыше 1480 kBк/м^2 сократились и в настоящее время составляет 1614 га (9,4% от площади выведенных из землепользования земель. Остальные земли по радиологическому критерию (плотность загрязнения) могут быть возвращены в хозяйственное использование.

Прогноз показывает, что общая площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 kBк/м^2 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 kBк/м^2 (рис. 1).

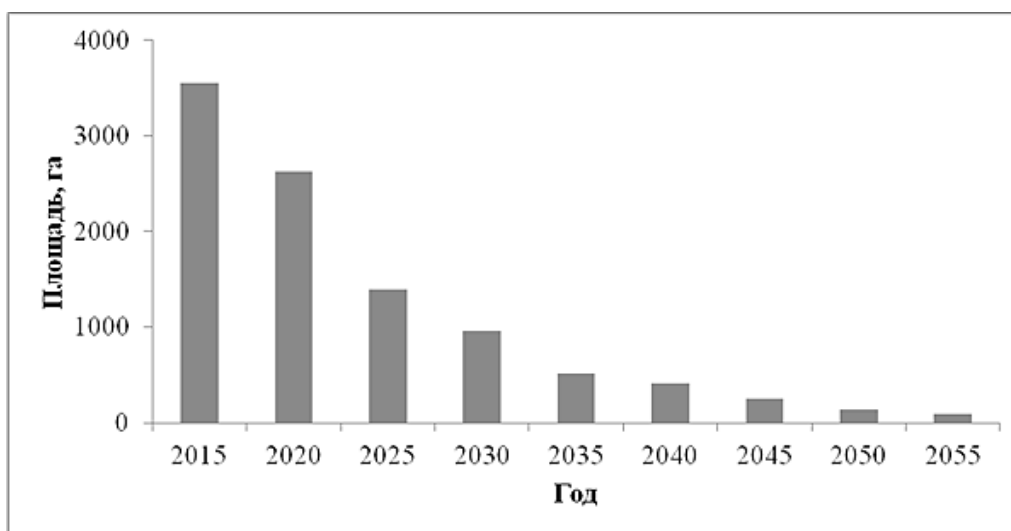


Рисунок 1. Прогноз изменения общей площади выведенных из оборота земель с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 kBк/м^2

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); окультуренные 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 настоящее время возвращение в оборот отчужденных земель производится по запросу сельскохозяйственных предприятий различных форм собственности. Реабилитация является основным средством, позволяющим сократить время возврата отчужденных территорий в хозяйственное пользование, расширить масштабы и направленность их использования. Принятие решений по возврату земель должно базироваться на анализе радиационной обстановки (уровни загрязнения, дозы облучения), 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). 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 [8–10].

При возвращении в оборот угодий, временно выведенных из землепользования, значительный объем работ приходится на подготовительные мероприятия — расчистку земель от древесной и кустарниковой растительности, срезку и разделку кочек, уничтожение ненужных канав и траншей и планировку 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 является восстановление истории угодий. Это связано с опасностью извлечения сильнозагрязненного слоя почвы, если в первый период после аварии проводилась глубокая вспашка с оборотом пласта. Восстановление информации представляет достаточно сложную задачу, особенно для тех хозяйств, которые ликвидированы как юридическое лицо. По большинству хозяйств сведения о характере и

сроках проведения защитных мероприятий отсутствуют.

Степень возможности использования 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. 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.

В период с 2011 по 2015 годы в рамках федерально-целевой программы «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года» проведены реабилитационные работы (включая культуртехнические работы) по возвращению земель в сельхоз оборот на площади 5337 га на сумму 91,6 млн рублей.

В последнее время наметилась тенденция возвращения в оборот отчужденных территорий по запросу сельскохозяйственных предприятий различных форм собственности. Однако этот процесс затрудняется тем, что:

- 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 рыночной экономике отсутствует экономическая и социальная потребность в масштабном использовании отчужденных земель (за исключением особо привлекательных).

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 увеличению выноса радионуклидов за их пределы на территорию, где проживает население. На современном этапе разработка оптимальных систем организации сельскохозяйственного производства на радиоактивно загрязненных территориях решается с использованием компьютерных систем поддержки принятия решений на базе комплекса математических моделей и ГИС-технологий.

На основании имеющегося опыта, а также разработанной методологии реабилитации территорий с высокими уровнями загрязнения во ВНИИСХРАЭ были предложены индивидуальные схемы возвращения выведенных из землепользования сельскохозяйственных угодий в хозяйственный оборот. Оценка и прогноз изменения радиационной обстановки в зоне отчуждения показали, что производство продукции растениеводства в этой зоне возможно на всех сельскохозяйственных угодьях уже в настоящее время. Обязательные условия при возобновлении растениеводства на выведенных из оборота землях - проведение культуртехнических работ (выкорчевывание деревьев и кустарников, планирование угодий и т.п.) и восстановление уровня почвенного плодородия, а ограничивающий фактор - дозы облучения сельскохозяйственных работников. Работа механизаторов и полеводов организуется на основании вахтового метода. Возобновление животноводства без проведения системы защитных мероприятий зависит от плотности загрязнения и характеристик пастбищных и сенокосных угодий и, возможно, начиная с 2010–2020 гг., при стойловом содержании животных и с 2025–2040 гг. – при пастбищном. Возвращение населения в населенные пункты на территориях, где выведены из оборота сельскохозяйственные земли, возможно в 2020–2050 гг. Применение системы реабилитационных мероприятий сокращает срок возвращения в хозяйственный оборот выведенных из землепользования земель на 10–15 лет. Выбор стратегии этого возвращения определяется следующими факторами: потребность в хозяйственном использовании отчужденных земель; наличие людских, материальных и финансовых ресурсов; обоснование вариантов реабилитации с учетом

возможности хозяйственного использования земель, безопасность сельскохозяйственных работников и проживания населения в случае его реэвакуации.

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.

Список литературы

1. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. академика РАМН Л.А. Ильина, В.А. Губанова. Москва:ИздАТ, 2001. 752 с.
2. 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.].
3. 20 лет чернобыльской катастрофы: итоги и проблемы ее преодоления в России 1986–2006 / Под общей редакцией С.К. Шойгу и Л.А. Большова. М., 2006. 92 с.
4. Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС (на период 1997–2000гг.). Утв. приказом Федеральной службы лесного хозяйства РФ от 31 марта 1997 г. № 40.
5. О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: Закон РФ от 15 мая 1991 года № 1244-1.
6. О режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: постановление Правительства РФ от 25 декабря 1992 г. № 1008.
7. Радиоактивное загрязнение почв Брянской области / Г.Т. Воробьев, Д.Е. Гучанов, З.Н. Маркина [и др.]. Брянск: Грани, 1994. 177 с.
8. Радиологическая оценка земель, временно выведенных из оборота в результате аварии на Чернобыльской АЭС, и научное обеспечение их возвращения в хозяйственное использование / Н.И. Санжарова [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.

9. Радиологические аспекты возвращения к условиям нормальной жизнедеятельности территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС / *Н.И. Санжарова, И.К. Романович, А.Н. Раздайков и др.* // Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность — 2017. Сб. статей научно-практической конференции с межд. участием, Севастополь, 11–15 сентября 2017 г. Севастополь, 2017. С. 1183–1186.

10. Вопросы возвращения в хозяйственное использование территорий, временно выведенные из землепользования после аварии на Чернобыльской АЭС / *О.А. Шубина, И.Е. Титов, В.В. Кречетников, С.И. Санжарова* // Труды Федерального государственного бюджетного научного учреждения «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии» (ФГБНУ ВНИИРАЭ). Под ред. *Н.И. Санжаровой*. Обнинск, ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2018. С. 99–119.

Развитие международного сотрудничества после аварии на Чернобыльской АЭС

Фесенко С.В., Гордиенко Е.В.

ФГБНУ «ВНИИ радиологии и агроэкологии»

Описаны основные международные проекты и инициативы по изучению и оценке последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Отмечено влияние масштабов аварии и ее последствий на принятие международных конвенций по оповещению помощи в случае ядерной аварии, а также на разработку ряда новых международных нормативных документов. Дана характеристика международным проектам, а также программам Союзного Государства Россия-Беларусь. Показано, что опыт ликвидации последствий аварии на ЧАЭС оказался востребован мировым сообществом во время аварии на АЭС Фукусима-1, которая подтвердила уязвимость сельского хозяйства в случае крупных радиационных аварий.

Авария на ЧАЭС, международное сотрудничество, радиоэкологические исследования, международные проекты

Чернобыльская авария инициировала развитие международного сотрудничества, послужила стимулом для организации множества проектов МАГАТЭ, Комиссии Европейского Сообщества, повлияла на развитие нормативной базы по реагированию в аварийных ситуациях. За прошедшие годы под эгидой международных организаций (НКДАР ООН, МАГАТЭ, ВОЗ и др.) вышло несколько документов по оценке последствий Чернобыльской аварии, в частности, в пострадавших регионах Республики Беларусь, Российской Федерации и Украины. Необходимо отметить, что детальный анализ причин аварии с прогнозом ее последствий впервые был подготовлен советскими учеными и представлен в Международном агентстве по атомной энергии (МАГАТЭ) в Вене 25–29 августа 1986 г. (рис. 1, 2).

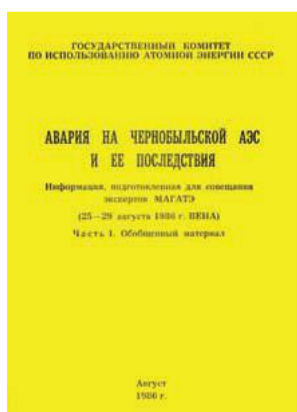


Рисунок 1. Фотография обложки отчета делегации СССР в МАГАТЭ (август 1986 г.)



Рисунок 2. Академик В.А. Легасов в Вене на конференции МАГАТЭ (август 1986 г.)

Информация о причинах и последствиях аварии достаточно полно предоставлялась Советским Союзом в международные организации (МАГАТЭ, НКДАР ООН, МКРЗ, ВОЗ). Активно проблемы последствий аварии на ЧАЭС для населения и объектов природной среды обсуждались на международных конференциях — в 1987 г. в МАГАТЭ, в 1988 г. в Киеве и Нью-Йорке [1–3].

Продуктом широкого международного обсуждения стали 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.).

В октябре 1987 г. коллективом ученых Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии был подготовлен доклад «Сфера агропромышленного производства – радиологические последствия аварии на Чернобыльской

атомной электростанции и основные защитные мероприятия». Доклад был представлен Ратниковым А.Н. на международном конгрессе в МАГАТЭ (Вена, Австрия). Деятельность советских ученых по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС вызвала большой интерес у зарубежных коллег, а также у специалистов МАГАТЭ. Текст доклада был опубликован в журнале «Атомная Энергия» [4].

Беспрецедентность задач по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в агропромышленном комплексе и масштабность необходимого научного сопровождения создали благоприятные предпосылки для кооперации ученых разных стран. В 1990 г. под эгидой Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) было заключено «Соглашение о международном сотрудничестве по вопросам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС», активным участником которого являлся ВНИИРАЭ. Главная задача данного соглашения состояла в оценке радиологических последствий аварии, включая воздействие на здоровье людей, животных, окружающую среду и анализ эффективности защитных мероприятий.

Первым шагом в реализации идей международной интеграции в изучении последствий аварии на Чернобыльской АЭС явилось выполнение Международного Чернобыльского проекта, начатого в 1991 г. и осуществленного под эгидой МАГАТЭ. В результате его выполнения был верифицирован огромный экспериментальный материал по радиационному мониторингу сельскохозяйственных угодий и продукции, а также эффективности контрмер в АПК. В реализации этого проекта приняли участие более 200 специалистов из 23 стран [5].

Дальнейшее развитие «чернобыльского сотрудничества» осуществлялось по инициативе Европейской комиссии в рамках 4-летней научной программы (включающей 16 совместных проектов), главной задачей которой являлась оценка радиологических последствий радиационной аварии, включая воздействие на здоровье людей, животных, окружающую среду, и анализ защитных мероприятий. Ряд проектов координировался учеными ВНИИРАЭ (Р.М. Алексахин, С.В. Круглов, А.Н. Ратников, Н.И. Санжарова,

С.В. Фесенко, Б.И. Яцало). Результаты реализации программ были широко представлены на международных конференциях в Москве (1994), Минске (1996), Зеленом Мысу (1996) (The second International Conference «Radiobiological consequences of nuclear accident», 25-26 October, Russia, Moscow, 1994; The first International Conference, Belarus, Minsk, 1996; 5-ая Международная конференция «Чернобыль-96». Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, Украина, Зеленый Мыс, 1996). Полученные результаты позволили предложить ряд контрмер, направленных на снижение поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию и на снижение дозовых нагрузок на население [6].

Совместные исследования ученых СНГ и Европы были продолжены после 1996 г. в рамках программы КЕС – КОПЕРНИКУС. В результате конкурсного отбора институт принял участие в 3 проектах (FORECO, REDUP, RECLAEM), в рамках которых разрабатывались стратегии реабилитации загрязненных лесов (С.В. Фесенко), технологий реабилитации лугов (Н.И. Санжарова) и контрмер в животноводстве (А.Н. Ратников).

Новый этап развития международной интеграции был 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. Было подготовлено несколько проектов, центральное место среди которых занимал проект «Радиоэкология», направленный на объединение усилий ученых по созданию баз пространственно-распределенных данных о миграции радионуклидов в окружающей среде.

В 90-х годах прошлого столетия чернобыльская тематика приобрела статус одного из основных проектов Программы технического сотрудничества МАГАТЭ: учитывая высокую практическую и социальную значимость региональные проекты технического сотрудничества с 1999 г. продлеваются каждые четыре года. В течение всего этого периода времени Региональные проекты ЕС – МАГАТЭ оказывали поддержку в создании и

обновлении информационных ресурсов о последствиях аварии на Чернобыльской АЭС и возможных мерах по их снижению. С 2004 по 2017 гг. техническое руководство всеми Чернобыльскими проектами осуществлял заместитель директора по НИР ВНИИРАЭ С.В. Фесенко, который в этот период был сотрудником МАГАТЭ.

При реализации данных проектов был рассмотрен широкий спектр проблем реабилитации загрязненных территорий после аварии на Чернобыльской АЭС: разработана оригинальная модель миграции радионуклидов в лесных экосистемах, описывающая поведение радионуклидов в лесных почвах, их поступление в древесный ярус леса, грибы, ягоды, диких животных и позволяющая получить реалистичную оценку доз облучения человека, связанных с радиоактивным загрязнением лесов; подготовлен сценарий, отражающий все пути облучения человека, который использовался МАГАТЭ для верификации моделей переноса в окружающей среде [7-9]. Серия совместных проектов была посвящена технологиям реабилитации радиоактивно загрязненных территорий, включая комплекс защитных мероприятий в сельском хозяйстве [10-14].

В начале 2003 г. МАГАТЭ учредило Чернобыльский форум, целью которого являлась ретроспективная оценка последствий аварии. Один из главных выводов Форума заключался в том, что мероприятия, принятые в прошлом правительствами для преодоления последствий Чернобыльской аварии, были своевременными и адекватными [15].

Сотрудники ВНИИРАЭ являлись и являются активными участниками международных проектов МАГАТЭ, связанных с проблемами ликвидации аварии на Чернобыльской АЭС и возвращению пострадавших территорий к условиям нормальной жизнедеятельности без ограничений по радиологическому фактору в отдаленный период после аварии:

– TC Project RER/9/074 Long-term countermeasure strategies and monitoring of human exposures in rural areas affected by the Chernobyl accident (2003-2007);

– TC Project RER/3/004 Radiological Support for the Rehabilitation of the Areas Affected by the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident

(2002-2007);

– TC Project RER/3/004 ReSCA – Remediation Strategies after the Chernobyl Accident A Software Tool for Decision Support on the Remediation of Rural Areas (2007-2010);

– TC Project RER/7/005 Providing Technical Support for Implementing Modern Approaches and Tools for the Assessment of Radiation Impact on Terrestrial and Freshwater Environments (2009-2011);

– TC Project RER/9/123 Supporting the Return to Normal Radiological Environmental Conditions for the Territories Affected by the Chernobyl Accident (2012-2015);

– TC Project RER/7/007 Support radiological management of Abandoned Areas Following the Chernobyl Accident and Dissemination of Chernobyl Related Information (2016-2017);

– TC Project RER/7/010 Improving the Remediation and Management of Terrestrial and Freshwater Environments Affected by Radioactive Material of Chernobyl Origin (2018-2021);

– TC Project RER/7/014 Improving Environmental Monitoring and Assessment for Radiation Protection in the Region (2020-2021) [16-22].

Заключение союзного договора между Россией и Республикой Беларусь позволило существенно углубить связи между учеными радиологами двух государств и приступить к планомерному проведению совместных исследований в области ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Во многом этому способствовало принятие первой «Программы совместной деятельности по преодолению последствий Чернобыльской катастрофы на 1998-2000 гг.». В рамках этой программы была разработана «Единая концепция реабилитации территории на восстановительный период после Чернобыльской катастрофы»; выполнены совместные крупномасштабные исследования, направленные на обеспечение получения нормативно чистой продукции животноводства и разработку единых нормативных документов, регламентирующих применение ферроцинсодержащих препаратов (Ратников А.Н., Васильев А.В.). Была проведена унификация методов и средств радиационного контроля (Спирин Е.В. и Филлипс А.С. – со стороны Российской Федерации и Богдевич И.М. – со стороны

Республики Беларусь), разработано руководство по ведению животноводства на территориях, подвергшихся загрязнению после аварии на ЧАЭС (Фесенко С.В. – от ВНИИРАЭ и Аверин В.С. – от Белорусского НИИ радиологии, г. Гомель).

В практику совместной деятельности вошли мероприятия по радиационному мониторингу, разработке стратегий реабилитации отчужденных земель, обоснование условия возвращения пострадавших территорий к условиям нормальной жизнедеятельности. Особое внимание уделялось оценке восприятия населением проводимых реабилитационных мероприятий, организации совместных учебно-практических мероприятий и семинаров, информированию населения. Одним из итогов совместной работы в рамках программ Союзного государства было создание Атласа современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси [23]. В области восстановления загрязненных сельскохозяйственных территорий были разработаны и внедрены новые высокоэффективные агроメリоранты и кормовые добавки, отработаны технологии реабилитации пахотных и кормовых угодий, оценены параметры миграции радионуклидов в агроэкосистемах, созданы совместные рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства.

С 2019 года выполняется пятая программа «Программа совместной деятельности по преодолению последствий чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства». Ее основные задачи – совершенствование систем радиационной безопасности населения и аграрного производства, создание условий для возврата радиоактивно загрязненных территорий к нормальной жизнедеятельности. С этой целью реализуется комплекс совместных мероприятий, научно-исследовательских и практических работ. В Брянской области России, а также в Гомельской и Могилевской областях Беларуси проводятся обследования отселенных (отчужденных) территорий для разработки стратегии их возврата в хозяйственный оборот, совместные мероприятия по радиоэкологическому мониторингу

загрязненных территорий.

Опыт ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС оказался востребован мировым сообществом во время аварии на АЭС Фукусима-1, которая подтвердила высокую уязвимость сельского хозяйства в случае крупных радиационных аварий. ВНИИРАЭ был выбран как основная организация, оказывающая консультативную поддержку японским коллегам в области сельскохозяйственной радиологии и реабилитации земель.

ВНИИРАЭ продолжает и развивает международные связи в различных направлениях исследований. В настоящее время активно развивающееся направления применения радиационных технологий определило новый круг международных контактов. Институт является членом Международной ассоциации по облучению (International Irradiation Association), объединяющей более 1500 участников.

Планируются новые Международные проекты МАГАТЭ, в частности, по совершенствованию системы аварийного реагирования в случае радиационных аварий, а также проекты в рамках двухсторонних соглашений.

Список литературы

1. Итоговый доклад о совещании по рассмотрению причин и последствий аварии в Чернобыле: доклад международной консультативной группы по ядерной безопасности. Серия изданий по безопасности № 75-INSAG-1. Вена: МАГАТЭ, 1988. 110 с.
2. Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции: материалы научной конференции, 11-13 мая 1988 г., г. Киев. Киев: Здоровье, 1988. 231 с.
3. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. 1988 Report to the General Assembly, with Annexes. New York: United Nations, 1988. 647 pp.
4. Сфера агропромышленного производства - радиологические последствия аварии и основные защитные мероприятия / Н.А. Корнеев [и др.] // Атомная энергия. 1987. Т. 65. Вып. 2. С. 129–134.
5. IAEA (1991). The International Chernobyl Project. Assessment of radiological consequences and evaluation of protective measures. Report by an

International Advisory Committee. Vienna: IAEA, 1991. 640 pp.

6. IAEA (1994). Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides. Technical Reports Series № 363. Vienna: IAEA, 1994. 115 pp.

7. Conceptual overview of forestland – a model to interpret and predict temporal and spatial patterns of radioactively contaminated forest landscapes / R. Avila [et al.] // Contaminated Forests. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives / Eds. I. Linkov, W.R. Schell. NATO Science Series. 2. Environmental Security. Kluwer Academic Publishers, 1999. V. 58. PP. 173–183.

8. Fesenko S.V., Spiridonov S., Avila R. Modelling of ^{137}Cs behaviour in forest game food chains // Contaminated Forests. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives. Eds. I. Linkov, W.R. Schell. NATO Science Series. 2. Kluwer Academic Publishers, 1999. V. 58. PP. 239–247.

9. IAEA (2002). Modelling the Migration and Accumulation of Radionuclides in Forest Ecosystems. IAEA BIOMASS REPORT 1. Vienna: IAEA, 2002. 127 p.

10. 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.

11. Dynamics of ^{137}Cs concentration in agricultural products in areas of Russia contaminated as a result of the accident at the Chernobyl nuclear power plant / S.V. Fesenko [et al.] // Radiation Protection Dosimetry. 1995. V. 60. № 2. PP. 155–166.

12. Comparison of Data from the Ukraine, Russia and Belarus on the Effectiveness of Agricultural Countermeasures / J. Brown [et al.]. Memorandum. NRPB-M597, 1995. 27 p.

13. Fluxes of radionuclides in agricultural environment – main results and still unsolved problems / R.A. Alexakhin [et al.] // The radiological consequences of the Chernobyl accident. Proceedings of the first international conference, 18-22 March 1996, Minsk, Belarus. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 1996. PP. 39–48.

14. Behaviour of radionuclides in meadows including countermeasures application / B.S. Prister [et al.] // The radiological consequences of the Chernobyl accident. Proceedings of the first international conference, 18-22 March 1996, Minsk, Belarus. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 1996. PP. 59–68.

15. 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). Vienna: IAEA, 2006. 166 p.

16. Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Sanzharova N.I. Site characterization techniques used in restoration of agricultural areas on the territory of the Russian Federation contaminated after the accident at the Chernobyl NPP // Site characterization techniques used in environmental restoration activities. Final report of the coordinated research project 1995-1999. IAEA-TECDOC-1148. Vienna: IAEA, 2000. PP. 129–151.

17. The classification of Russian soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants / N.I. Sanzharova [et al.] // The classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. IAEA-TECDOC-1497. Vienna: IAEA, 2006. PP. 113–137.

18. Radioecological definitions, soil, plant classifications and reference ecological data for radiological assessments / S. Fesenko [et al.] // Quantification of Radionuclide transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616. Vienna: IAEA, 2009. PP. 7–28.

19. Sanzharova N., Fesenko S., Reed E. Processes governing radionuclide transfer to plants // Quantification of Radionuclide transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616. Vienna: IAEA, 2009. PP. 123–138.

20. ReSCA: decision support tool for remediation planning after the Chernobyl accident / A. Ulanovsky [et al.] // Radiat. Environ. Biophys. 2011. V. 50. PP. 67–83.

21. IAEA (2012). Guidelines for Remediation Strategies to Reduce the Radiological Consequences of Environmental Contamination. Technical Reports Series № 475. Vienna: IAEA, 2012. 167 p.

22. IAEA (2009). Guidelines on Soil and Vegetation Sampling for Radiological Monitoring / U. Bernekow [et al.]. Technical Reports Series № 486. Vienna: IAEA, 2019. 247 p.

23. 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.

Авария на Чернобыльской АЭС и ее роль в истории ВНИИРАЭ

Санжарова С.И., Ратников А.Н., Шубина О.А., Гордиенко Е.В.

ФГБНУ «ВНИИ радиологии и агроэкологии»

Описано участие сотрудников ВНИИРАЭ в ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС с первых дней и до настоящего времени. Отмечено, что институт являлся единственной в стране организацией, которая имела специалистов высокой квалификации и широкого набора необходимых компетенций, техническое и приборное оснащение, а также научные и методические разработки для проведения работ по ликвидации аварии. Институтом разработано более 200 практических рекомендаций для аграрного сектора. Отмечена важность научной поддержки принимаемых управленческих решений по организации защитных и реабилитационных мер, а также по оценке их эффективности и своевременности.

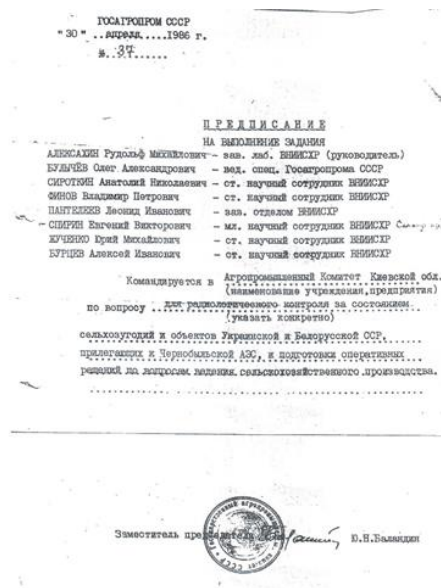
Чернобыльская АЭС, авария, ликвидация последствий, Комиссия экспертов, экспедиции, оценка радиационной обстановки, научное обоснование, разработка систем реабилитации, рекомендации, федеральные целевые программы, программы Союзного государства

Пятидесятилетнюю историю Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии можно разделить на два временных периода – 15 лет до Чернобыля и уже 35 лет после нее. С первых дней аварии сотрудники ВНИИСХР (в настоящее время – Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии) были привлечены к ликвидации ее последствий на территории Белорусской ССР, Российской Федерации и Украинской ССР.



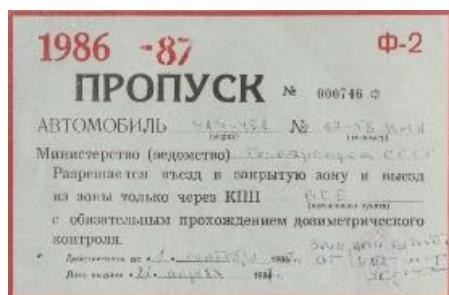
Первая экспедиция сотрудников института по решению Госагропрома СССР была направлена в зону аварии 30 апреля 1986 г. (30.04-06.05.1986) (Алексахин Р.М. – руководитель, физики: Пантелеев Л.И., Сарапульцев И.А., Жученко Ю.М., Финов В.П., Иванов Ю.А., ветеринары-радиологи: Сироткин А.Н., Бурцев А.И., врач-гигиенист Шуховцев Б.И., ветеринар Главагробропрома Булычев О.А. и водитель Тихонов П.В.) «для

радиологического контроля за состоянием сельхозугодий и объектов Украинской и Белорусской ССР, прилегающих к Чернобыльской АЭС, и подготовки оперативных решений по вопросам ведения сельскохозяйственного производства». 5 и 14 мая 1986 года в зону радиоактивного загрязнения были направлены еще несколько экспедиционных групп сотрудников института по разным направлениям аварийных радиоактивных выбросов (Бондарь П.Ф., Замятин А.И., Иванов В.Л., Исамов Н.Н., Кругликов Б.П., Куринин А.Д., Мартынов Н.Н., Поваляев А.П., Расин И.М., Романов А.А., Санжарова Н.И., Саруханов В.Я.).



Предписание от 30 апреля 1986 г.

Всего за 1986 год было командировано 15 групп специалистов ВНИИСХР для оценки обстановки и разработки предложений по ведению сельскохозяйственного производства. В экспедициях приняли участие более 100 сотрудников, которые проработали в полевых условиях 2918 ч/дней. Было отобрано более 10 тыс. образцов почвы, растений, продукции животноводства, а также проведено более 3 тыс. измерений мощностей доз на сельскохозяйственных угодьях и отобрано более 2 тыс. проб на территории зоны отчуждения.



Пропуск в закрытую зону



Экспедиция в пострадавшие районы ЧАЭС, 1986 г. (А.Н. Ратников, В.Л. Иванов, К.В. Петров)

Для оказания помощи республиканским и местным органам управления, а также оперативной подготовки рекомендаций по ликвидации аварии в АПК Приказом № 211 Госагропрома СССР от 14 мая 1986 г. были созданы комиссии научных экспертов: при Госагропроме СССР Н.А. Корнеев (председатель), А.П. Поваляев А.П., Б.Н. Анненков, А.В. Егоров; при Госагропроме УССР И.Я. Панченко (председатель), Е.В. Юдинцева, В.П. Юланов, В.М. Плещов; при Госагропроме БССР Р.М. Алексахин (председатель),

Б.И. Шуховцев, Л.А. Мамонтова.

Базовой информацией для организации сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях являются данные о плотности загрязнения земель основными радионуклидами. 14 мая 1986 г. Госагропром СССР издает Приказ № 210 о проведении специального обследования сельскохозяйственных угодий. К моменту аварии в стране было мало специалистов, обладающих необходимыми знаниями по проблемам радиоактивного загрязнения и ведению агропромышленного производства и лесного хозяйства в этих условиях. Основная группа специалистов была сосредоточена во ВНИИСХРАЭ, который был создан в 1970 году для решения проблем функционирования сельского хозяйства в условиях ядерного конфликта [1, 2]. На основе методик ВНИИСХР и под руководством сотрудников института работниками агрохимслужбы было проведено широкомасштабное обследование земель. Первый тур обследований проведен в 1986-1988 гг. Было отобрано более 100 тыс. проб почв пахотных и естественных сельскохозяйственных угодий. Уже с 20 мая по 15 июня 1986 г. первые картосхемы радиационной обстановки переданы в хозяйства в 12 областях. В 1987 году карты были переданы во все хозяйства Брянской, Тульской, Калужской и Орловской областей. Было проведено обследование загрязненных лесов в Брянской (82,9 тыс. га), Киевской (60,2 тыс. га) и Гомельской (357,7 тыс. га) областях.

Следует отметить, что сотрудниками ВНИИСХР на основании опыта ликвидации аварии на НПО «Маяк», было проведено зонирование загрязненных сельскохозяйственных территорий, на основании выделения 4-х 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) [3]. Экспертные оценки показали, что при плотности загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м² (40 Ки/км²) невозможно получить продукцию, соответствующую санитарно-гигиеническим и ветеринарным требованиям по радиологической безопасности. В связи с этим в Брянской области такие земли были выведены из оборота и получили статус

«временно выведенные из землепользования». Общая площадь этих территорий в 1987 г. составила 17,3 тыс. га.

Зонирование территории дало возможность уже в мае – июне 1986 г. разработать подробные рекомендации по особенностям ведения агропромышленного производства в последующие годы на территориях с разными уровнями загрязнения, то есть по зонам загрязнения с учетом агрохимических особенностей сельскохозяйственных угодий [4].

В июне 1986 г. была организована комплексная экспедиция по оценке радиационной обстановки на территории Российской Федерации в составе: Ратников А.Н. – руководитель, а также ученые – Спирин Е.В., Петров К.В., Морозов И.А., Четокин А.М. Результатом экспедиции явилась оценка радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий на территориях Калужской, Тульской, Орловской, Белгородской и Брянской областей. Также была достигнута договоренность с администрациями Тульской, Калужской и Брянской областей об организации постоянно действующих научно-производственных опорных пунктов ВНИИСХР – агрохимслужб и научных учреждений сельскохозяйственного профиля. Основной базой для проведения научно-исследовательских работ стал Новозыбковский филиал ВИАУ в Брянской области [5].



Командировка в Брянскую область, 2000 г.
(С.В. Фесенко с коллегами из Брянского агрохимцентра и работниками сельского хозяйства)

В первые месяцы после аварии были подготовлены Памятки по ведению сельскохозяйственных работ для работников

сельского хозяйства и населения, проживающего на следе аварийного выброса Чернобыльской АЭС, на различные периоды сельскохозяйственных работ [6–9].

Для острого периода были разработаны рекомендации по использованию загрязненных кормов для сельскохозяйственных животных, заключительному откорму животных с целью получения «чистого» мяса, переработке и использованию получаемой продукции (молока, мяса, шерсти, зерна, картофеля и др.) на пищевые и технические цели. В практическом плане выполнение рекомендованных мероприятий позволило сохранить тысячи тонн продовольственной продукции, обеспечить сохранение сельскохозяйственного производства. В период 1986–1991 гг. были подготовлены и переданы органам управления и практическим работникам сельского хозяйства более 500 различных технических документов директивного и методического характера [4]. Рекомендованные институтом защитные меры позволили уже в первые годы после аварии снизить дозовую нагрузку на население пострадавших территорий.

Важным компонентом мероприятий по ликвидации последствий аварии явилось принятие организационных решений, среди которых следует выделить создание и развертывание системы радиационного контроля на сельскохозяйственных предприятиях, в перерабатывающей промышленности, в торговых сетях и на рынках. Были разработаны и реализованы кратко- и долгосрочные программы функционирования этой системы, проведено ее техническое оснащение. Методическая поддержка этих работ была обеспечена сотрудниками ВНИИСХР. По инициативе института в структуре агрохимической службы на базе проектно-исследовательских станций в наиболее загрязненных областях созданы центры химизации и сельскохозяйственной радиологии.

Учитывая предстоящие большие объемы работ в регионе аварии на территории УССР и БССР в 1986 г., было принято решение об создании двух филиалов ВНИИСХР. В Белорусский филиал ВНИИСХР (г. Гомель) из головного института выехали сотрудники С.К.

Фирсакова (на должность заместителя директора, затем – директора), Н.В. Гребенщикова, Б.И. Шуховцев, Ю.М. Жученко, Л.А. Чунихин, К.П. Кузнецов, Е.В. Усова, В.В. Зубрицкий. На Белорусский филиал было возложено проведение комплексных исследований по разработке научно-обоснованных практических рекомендаций по ведению агропромышленного производства на загрязненных территориях Белорусской ССР. В ноябре 1992 г. Белорусский филиал ВНИИСХР стал самостоятельным научным учреждением, в 1999 г. институт переименован в Республиканское научно-исследовательское унитарное предприятие «Институт радиологии». Украинский филиал ВНИИСХР был организован в п. Чабаны Киевской области с целью проведения комплексных исследований в области сельскохозяйственной радиологии и разработке мер по ликвидации последствий аварии. В Украинский филиал института переехали на работу Н.А. Лоцилов (директор), Ю.А. Иванов, Н.П. Асташева, В.Д. Куринный, П.Ф. Бондарь, Л.К. Храмцова, В.Я. Фрунзе, И.А. Амплеев, В.Н. Базурин, И.Л. Кривцов, А.Н. Архипов. За очень короткий срок было подготовлено более 50 рекомендаций, инструкций и памяток по ведению сельскохозяйственного производства на радиоактивно загрязненной территории Украины. В 1992 г. Украинский филиал ВНИИСХР был преобразован в Украинский НИИСХР – национальный центр по сельскохозяйственной радиологии, а в дальнейшем – Украинский НИИ сельскохозяйственной радиологии Национального аграрного университета.

Сотрудниками ВНИИСХР и его филиалов были разработаны системы защитных и реабилитационных мер для различных отраслей сельскохозяйственного производства – земледелие, растениеводство, кормопроизводство, животноводство и переработку продукции. Выполнение этих мероприятий в области агропромышленного производства с первого поставарийного периода стало одним из ведущих элементов во всей системе реабилитации региона воздействия аварии на ЧАЭС. Внедрение защитных и реабилитационных мероприятий в агропромышленном комплексе загрязненного региона решало важные задачи социально-психологического и

экономического плана на селе, так как обеспечивало возможность ведения традиционного сельского хозяйства.

В первый период после аварии основными руководящими документами по ее ликвидации в агропромышленном производстве являлись постановления Правительства СССР, а также Приказы Госагропрома СССР. Учитывая сложность задач и необходимость координации работ по ликвидации последствий аварии Постановлением Совета Министров СССР от 1 ноября 1986 г. было принято решение развернуть в 1986-1990 гг. исследования по комплексной программе, которая включала 6 приоритетных научных направлений. Были определены ведомства, головные научно-исследовательские учреждения и научные руководители из числа наиболее авторитетных ученых страны, владеющих знаниями и имеющих опыт работы с радиоактивными веществами. Исследования влияния радиоактивных загрязнений на сельскохозяйственную продукцию, разработку мер по сокращению этого влияния и утилизации загрязненных радионуклидами пищевых продуктов были возложены на Госагропром СССР и ВНИИСХР. Первая программа была успешно реализована и по ее результатам в апреле 1990 года Верховный Совет СССР принимает решение «О единой программе ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС и ситуации, связанной с этой аварией».

За период 1986-2016 гг. был реализован комплекс государственных и отраслевых программ, в которых ВНИИСХР являлся ответственным исполнителем по разделам ликвидации последствий аварии в сельском хозяйстве:

– Государственная союзно-республиканская программа неотложных мер на 1990–1992 гг. по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС;

– Государственная программа РСФСР по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС на 1990–1995 гг.;

– Научно-техническая комплексная программа «Чрезвычайные ситуации в агропромышленном комплексе» на 1993–1995 гг.;

– Российская программа научно-

практических работ по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС на 1992–1995 гг. и до 2000 г.;

– Единая государственная программа по защите населения Российской Федерации от воздействия последствий Чернобыльской катастрофы на 1992–1995 гг. и на период до 2000 г.;

– Федеральная целевая программа по защите населения Российской Федерации от воздействия последствий чернобыльской катастрофы на период до 2000 года;

– Отраслевая научно-техническая программа на 1996–2000 гг. «Чрезвычайные ситуации в агропромышленном комплексе»;

– Федеральная целевая программа «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2010 года». Срок реализации Программы – 2002–2010 годы. Реализация осуществлялась в 2 этапа: первый – 2002–2005 годы, второй – 2006–2010 годы;

– Федеральная целевая программа «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года».

В рамках реализации программ были разработаны и внедрены научно-методические подходы мониторинга радиационной обстановки в сельском хозяйстве; разработаны системы защитных и реабилитационных мероприятий для различных периодов после аварии, разработаны стратегии ведения АПК на загрязненных территориях; оценена радиологическая и экономическая эффективность агрохимических, агротехнических, организационных, зооветеринарных мероприятий; разработаны подходы к возвращению сельских территорий к условиям нормальной жизнедеятельности без ограничений по радиологическим факторам; разработаны стратегии возвращения в хозяйственное использование сельскохозяйственных земель с высокими уровнями загрязнения.

В ходе выполнения программ была реализована серия практических проектов в населенных пунктах и сельскохозяйственных предприятиях на загрязненных территориях: по разработке технологий производства молока и мяса с использованием ферроцинсодержащих препаратов в хозяйствах различных форм собственности;

применению ферроцинсодержащих препаратов в личных подсобных хозяйствах; разработке и внедрению технологии реабилитация луговых угодий с применением новых видов агромелиорантов; отработка технологической реабилитации и порядка возвращения в хозяйственное использование временно выведенных из оборота сельскохозяйственных земель с высокими уровнями радиоактивного загрязнения; создание и применение на практике компьютерной системы поддержки принятия решений ReSCA для оптимизации реабилитационных мероприятий в сельских населенных пунктах Брянской области; организация производства продуктов питания с лечебно-профилактическими свойствами для оздоровления населения, проживающего на радиоактивно загрязненных территориях и др. Следствием реализации крупномасштабных программ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в агропромышленном производстве явилось резкое снижение концентрации радионуклидов в основных видах сельскохозяйственной продукции (молоке, мясе, продуктах растениеводства), что обусловило значительное уменьшение дозовых нагрузок на сельское население [10].



Обследование животных в личных подсобных хозяйствах Брянской области

Заклучение союзного договора между Россией и Республикой Беларусь позволило существенно углубить связи между учеными-радиологами двух государств и приступить к планомерному проведению совместных исследований в области

ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. С 1998 по 2015 гг. было реализовано 4 программы:

– Программа совместной деятельности по преодолению последствий Чернобыльской катастрофы в рамках союза Беларуси и России на 1998–2000 гг.;

– Программа совместной деятельности по преодолению последствий Чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства на 2002–2005 гг.;

– Программа совместной деятельности по преодолению последствий Чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства на 2006–2010 гг.;

– Программа совместной деятельности по преодолению последствий Чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства на 2011–2015 гг.

Была разработана «Единая концепция реабилитации территории на восстановительный период после Чернобыльской катастрофы»; выполнены совместные крупномасштабные исследования, направленные на обеспечение получения нормативно-чистой продукции животноводства; разработаны единые нормативные документы, регламентирующие применение ферроцинсодержащих препаратов; унифицированы методы и средства радиационного контроля; разработано руководство по ведению животноводства на территориях, подвергшихся загрязнению после аварии на ЧАЭС; разработана система информационного обмена между Центром сбора и анализа информации о загрязнении сельскохозяйственной продукции; создан единый электронный реестр земель с высокими уровнями радиоактивного загрязнения и т.д.

С 2019 г. реализуется новая «Программа совместной деятельности по преодолению последствий чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства», целью которой является создание условий безопасной жизнедеятельности населения на радиоактивно загрязненных территориях государств-участников Союзного государства, пострадавших вследствие чернобыльской катастрофы. В рамках программы разрабатываются новые технологии по снижению накоплений радионуклидов в

сельскохозяйственной продукции; проводятся производственные испытания новых агроулучшителей, кормовых добавок и препаратов; организованы многолетние мониторинговые наблюдения за состоянием выведенных из оборота земель и разрабатываются проекты их реабилитации. Можно ожидать, что научное сотрудничество между учеными двух государств будет крепнуть, развиваться и обеспечит успешную реализацию проектов по реабилитации пострадавших территорий.

В реализации данной программы принимают участие как ученые с большим опытом работ в зоне аварии (Ратников А.Н., Санжарова Н.И., Исамов Н.Н., Кузнецов В.К., Шубина О.А., Грудина Н.В., Цыгвинцев П.Н., Анисимов В.С., Лой Н.Н., Петров К.В., Свириденко Д.Г., Сидорова Е.В., Грудин Н.С., Губарева О.С., Белова Н.В., Саруханов В.Я. и др.), так и новое поколение сотрудников и молодые специалисты (Иванкин Н.Г., Томсон А.В., Андреева Н.В., Гешель И.В., Урсу Н.В., Анисимова Л.Н., Санжаров А.Н., Курбаков Д.В., Кречетников В.В., Титов И.Е., Шишко В.И., Кречетникова Е.О., Крыленкин Д.В., Саруханов А.В. и др.).

Анализ опыта ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в сфере агропромышленного производства показывает, что в результате реализации научно-обоснованных программ реабилитационных мероприятий в АПК радикально оздоровлена радиологическая и социально-психологическая ситуация на селе, а также в значительной мере восстановлен потенциал аграрного сектора экономики в регионе воздействия аварии. Значительный вклад в решение этих важных для населения и страны проблем внесли сотрудники Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии.

В ликвидации последствий аварии на ЧАЭС приняло участие 208 сотрудников института. За успешное выполнение работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС указом Президиума Верховного Совета СССР от 05.06.1987 г. сотрудники института (Алексахин Р.М., Юланов В.П., Поваляев А.П., Иванов Ю.А., Кругликов Б.П., Ратников А.Н., Мамонтова Л.А., Четокин А.М.) были

награждены орденами и медалями СССР. В 1998 г. коллективу ВНИИСХР (Алексахин Р.М., Ратников А.Н., Васильев А.В., Исамов Н.Н., Краснова Е.Г., Морозов И.А.) была присуждена премия Российской академии сельскохозяйственных наук (РАСХН) за лучшую завершённую разработку в сфере АПК Российской Федерации «Научное обоснование использования, разработка, апробация и широкомасштабное производственное внедрение ферроцианидсодержащих препаратов в животноводстве АПК на территориях подвергшихся радиоактивному загрязнению (в зоне аварии на Чернобыльской АЭС)».

В 2002 г. коллективу ученых института в составе – Алексахин Р.М., Ратников А.Н., Санжарова Н.И., Фесенко С.В. Указом Президента РФ Путина В.В. была присуждена Государственная премия РФ в области науки и техники за создание научных основ агропромышленного производства и внедрение системы защитных и реабилитационных мероприятий в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции. В 2021 году сотрудники института – ликвидаторы аварии награждены медалями «35 лет ликвидации аварии на Чернобыльской АЭС».



Лауреаты Государственной премии РФ в области науки и техники (2002)

Список литературы

1. Сельское хозяйство, ионизирующие излучения и охрана окружающей среды. К 30-летию Всероссийского научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии (ВНИИСХРАЭ) // Под ред. *акад. Россельхозакадемии Р.М. Алексахина*. М.: ЦИНАО,

2002. 294 с.

2. Всероссийскому научно-исследовательскому институту радиологии и агроэкологии – 50 лет: время, события, люди / Под ред. *чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой*. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2020. 268 с.

3. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. *академика РАМН Л.А. Ильина, В.А. Губанова*. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.

4. 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: Издательская группа «Социальные науки», 2006. 1232 с.

5. *Алексахин Р.М.* Дорога длиною в 30 лет: от Чернобыля до Фукусимы // *Агрохимический Вестник*. 2016. № 2. С. 2–4.

6. Памятка для работников сельского хозяйства и населения, проживающего на следе аварийного выброса Чернобыльской АЭС (от 8 мая 1986 г.). М.: Государственный агропромышленный комитет СССР, 1986. 15 с.

7. Памятка для работников сельского хозяйства при работе на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению на летне-осенний период (от 3 июня 1986 г.). М.: Государственный агропромышленный комитет СССР, 1986.

8. Памятка для руководителей и специалистов сельского хозяйства по организации работ «вахтовым способом» при уборке урожая в зоне радиоактивного загрязнения (от 15 мая 1986 г.) (разраб. совместно с Главным санитарно-эпидемиологическим управлением Минздрава СССР. М.: Государственный агропромышленный комитет СССР, 1986.

9. Памятка по ведению личного подсобного хозяйства в населенных пунктах, расположенных на территории, где сельскохозяйственное производство ведется с ограничениями. М.: Государственный агропромышленный комитет СССР, 1986.

10. Авария на Чернобыльской АЭС: защитные и реабилитационные мероприятия в сельском хозяйстве / *С.В. Фесенко [и др.]* // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2021. Т. 61. № 3. С. 261–276.

ПАМЯТНЫЕ СТРАНИЦЫ

К 85-летию академика Рудольфа Михайловича Алексахина



15 декабря 2021 г. исполнилось бы 85 лет со дня рождения блестящего ученого, доктора биологических наук (1974), профессора (1985), академика РАСХН (1988), академика РАН (2013) Рудольфа Михайловича Алексахина.

Алексахин Р.М. – видный ученый в области сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии, радиационной безопасности, ученик академика ВАСХНИЛ В.М. Клечковского, представитель советской и российской научной школы радиоэкологов. Участник ликвидации последствий аварии на Южном Урале (1957), Чернобыльской АЭС (1986) и японской АЭС «Фукусима Дайичи» (2011), лауреат Государственной премии СССР (1974), лауреат Государственной премии РФ (2002), заслуженный деятель науки России (1997), ведущий радиоэколог нашей страны.

Родился Р.М. Алексахин 15 декабря 1936 г. в г. Калининграде (ныне г. Королев) Московской области. В 1959 г. окончил Биолого-почвенный факультет Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова по специальности «почвовед-агрохимик». Под руководством проф. МГУ Н.П. Ремезова он выполнял студенческие работы в области лесного почвоведения, связанные с изучением круговорота зольных элементов в

лесах Воронежского государственного заповедника.

Карьера Рудольфа Михайловича была стремительной. В течение 1959–1961 гг. Р.М. Алексахин работал сначала старшим лаборантом, а затем младшим научным сотрудником на кафедре биофизики Биолого-почвенного факультета МГУ. В 1961–1966 гг. работал младшим научным сотрудником лаборатории лесоведения АН СССР. В 1966–1975 гг. был ученым секретарем секции Научно-технического совета Министерства среднего машиностроения СССР. В 1975 г. начал работу во Всесоюзном научно-исследовательском институте сельскохозяйственной радиозэкологии и агроэкологии (ныне – Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии), последовательно занимая должности старшего научного сотрудника, заведующего лабораторией, заведующего отделом (1975–1985), заместителя директора по научной работе (1986–1989), директора (1989–2015). С 2015 г. являлся научным сотрудником этого института.

Вся научная деятельность Р.М. Алексахина была связана с радиозэкологией, он – классик этой научной дисциплины. В исследованиях на Южном Урале, связанных с изучением последствий аварии на ПО «МАЯК», под общим руководством чл.-корр. АН СССР А.А. Молчанова и проф. Г.Ф. Хильми Рудольф Михайлович одним из первых молодых специалистов принимал участие в оценке последствий этой аварии. Он занимался изучением радиационного воздействия на древесную растительность (в первую очередь, на хвойные). Итогом этой работы стало издание рекомендаций по ведению лесного хозяйства на территориях, подверженных радиоактивному загрязнению.

В 70-х гг. Алексахин Р.М. принимал активное участие в крупномасштабном эксперименте «Экос» по облучению участка сосново-березового леса мощным мобильным

источником ^{137}Cs , в ходе которого была показана исключительно высокая радиочувствительность хвойных растений. В серии работ по оценке действия ионизирующих излучений на популяции обитающих на ВУРС травянистых растений Р.М. Алексахин (совместно с Л.В. Черезановой) был открыт и описан феномен радиоадаптации. Им были определены места локализации радионуклидов в лесных биогеоценозах и оценены скорости полураспада отдельных компонентов леса после выпадений радионуклидов из воздуха.

С 1966 по 1975 г. Р.М. Алексахин, помимо непосредственного участия в полевых исследованиях на ВУРС, занимался координацией радиоэкологических исследований на Южном Урале, являясь ученым секретарем радиоэкологической секции Научно-технического совета Министерства среднего машиностроения. За цикл работ в области охраны окружающей среды, связанных с ликвидацией последствий аварии на Южном Урале, группе выдающихся ученых, в которую входил и Р.М. Алексахин, в 1974 г. была присуждена Государственная премия СССР. На всех этапах своей деятельности Р.М. Алексахин неуклонно руководствовался и развивал научные достижения выдающегося советского ученого акад. ВАСХНИЛ В.М. Ключковского – основоположника сельскохозяйственной радиоэкологии.

В 1977–1984 гг. под руководством Р.М. Алексахина на Северном Кавказе был выполнен цикл работ по радиоэкологии орошаемого земледелия. Результаты этих многолетних исследований были обобщены под редакцией в коллективной монографии «Радиоэкология орошаемого земледелия» (1985). Экспериментально было показано, что орошение является важным источником поступления радионуклидов в растения и далее, с кормами, в организм сельскохозяйственных животных и человека. Особенно значим этот путь миграции радионуклидов при орошении дождеванием. В полевых опытах были оценены коэффициенты накопления многих естественных и искусственных радионуклидов в растения в зависимости от их физико-химических свойств, биологических особенностей растений, фазы их

развития, вида орошения. В первый год Чернобыльской аварии эта информация оказалась принципиально важной для оценки возможности орошения водами Днепровского каскада сельскохозяйственных угодий на больших территориях, что позволило избежать значительных экономических потерь.

Более чем 30-летний период работы Р.М. Алексахина связан с ликвидацией последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции. Уже спустя два дня после аварии Рудольф Михайлович, во главе организованной по его инициативе экспедиции, выезжает в район аварии и работает там практически безвыездно первые 9 месяцев. Уже в июле 1986 г. под редакцией Р.М. Алексахина выходят всесоюзные рекомендации по ведению сельского хозяйства на загрязненных территориях. Под его руководством на загрязненных территориях России, Белоруссии, Украины был собран, обобщен и проанализирован обширный материал по закономерностям миграции в атмосфере ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu , других радионуклидов и их накоплению в продукции сельского хозяйства. Разработаны и внедрены в агропромышленное производство на загрязненных площадях защитные мероприятия, обеспечившие существенное снижение содержания радионуклидов в пищевых продуктах, что позволило значительно снизить дозы облучения населения. За активное участие в ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС Р.М. Алексахин был награжден орденом «Дружбы народов» (1987). Р.М. Алексахину с группой соратников была присуждена Государственная премия РФ в области науки и техники за создание научных основ агропромышленного производства и внедрение системы защитных мероприятий в зоне аварии (2002).

Р.М. Алексахин сумел установить деловые контакты и организовать активное сотрудничество с ведущими международными организациями в области радиоэкологии и радиационной защиты: Международной комиссией по радиологической защите (МКРЗ), Международным агентством по атомной энергии (МАГАТЭ), Научным комитетом ООН по действию атомной радиации (НКДАР ООН), Международным союзом

радиоэкологии (МСР) и другими организациями.

В последние годы, являясь Главным экологом проектного направления «Прорыв», Р.М. Алексахин активно работал над обоснованием концепции экологической безопасности перспективных технологий замыкания ядерного топливного цикла.

Р.М. Алексахин – лауреат Государственной премии СССР (1974) и Государственной премии РФ (2002), заслуженный деятель науки России (1997). Награжден орденом «Дружбы народов» (1987) и орденом Почета (2007). Лауреат премии им. В.Н. Сукачева и Золотой медали им. В.М. Ключковского, лауреат медалей и премий им. Н.В. Тимофеева-Ресовского, В.Р. Вильямса, Н.И. Вавилова, П.В. Рамзаева, лауреат ведомственного ордена ГК «Росатом» «Е.П. Славский», награжден медалью им. В.И. Вернадского Международного союза радиоэкологов.

Перу Р.М. Алексахина принадлежит более 900 публикаций, в том числе 22 монографий, многие из которых переведены за рубежом (США, Израиль). Он являлся членом редакционных коллегий 11 журналов, член Президиума НТС и Общественного совета ГК

«Росатом», заместитель председателя РНКРЗ, член бюро Научного совета РАН по радиобиологии, академик Национальной академии аграрных наук Украины, член Исполкома и вице-президент Международного союза радиоэкологии, член Британского общества радиологов. Его международный научный авторитет, знания и опыт позволил ему позволял ему активно участвовать в работе ведущих международных организаций (МАГАТЭ, МКРЗ, НКДАР ООН). С 2001 г. являлся членом Исполкома и вице-президентом Международного союза радиоэкологии, членом Британского общества радиологов.

Р.М. Алексахин – создатель и научный руководитель ведущей научной школы Российской Федерации, официально утвержденной в конкурсном формате комиссией при Президенте Российской Федерации, в области сельскохозяйственной радиоэкологии, инициатор создания традиционных ежегодных Радиоэкологических чтений В.М. Ключковского. Под его руководством подготовлено 27 кандидатов и 19 докторов наук. Его ученики работают не только в Российской Федерации, но и в Украине, Белоруссии, Азербайджане и других странах СНГ

Памяти Виктора Алексеевича Бударкова



8 августа 2021 г. ушел из жизни Виктор Алексеевич Бударков, замечательный человек и ученый, доктор биологических наук (1978), профессор (1988), член Международного общества радиозологии (1995), заслуженный деятель науки Российской Федерации (1996).

В.А. Бударков родился 3 марта 1941 г. в г. Бугульма Республики Татарстан. В 1963 г. окончил ветеринарный факультет Казанского ветеринарного института им. Н.Э. Баумана, являлся учеником основателя Казанской школы ветеринарных радиобиологов профессора В.А. Киршина. После окончания аспирантуры до 1979 г. работал в должности младшего, а затем старшего научного сотрудника Казанского ветеринарного института, а в 1979 г. был избран на должность заведующего лабораторией изотопных методов исследований Федерального исследовательского центра вирусологии и микробиологии (ФГБНУ ФИЦВиМ, пос. Вольгинский Владимирской области), в котором проработал до 2021 года.

Основные направления его исследований - патогенез радиационных поражений животных внешними и внутренними источниками радиации, инфекция и иммунитет

при воздействии ионизирующих излучений на организм, фармакологическая противолучевая защита животных, использование радионуклидов и ионизирующих излучений в вирусологии и микробиологии, изучение миграции радионуклидов по пищевым цепочкам сельскохозяйственных животных.

Казанский период творческой биографии Виктора Алексеевича был связан с изучением функциональных и биохимических изменений у кур и их потомства при воздействии инкорпорированных радионуклидов стронция-90 и йода-131. Приобретенный в эти годы опыт и высокий профессионализм Виктора Алексеевича позволили ему возглавить уникальный радиологический комплекс на базе ФИЦВиМ, созданный в соответствии с решениями правительства страны, для оценки последствий воздействия поражающих факторов ядерного взрыва на сельскохозяйственных животных. В радиобиологических исследованиях, выполненных под научным руководством В.А. Бударкова на жвачных сельскохозяйственных животных (крупный рогатый скот, овцы) и моногастричных лабораторных животных и свиньях были установлены закономерности острого радиационного поражения животных инкорпорированными труднорастворимыми радиоактивными частицами, содержащими в своем составе молодые продукты ядерного деления. Скрупулезный анализ полученных результатов позволили В.А. Бударкову и его любимому ученику А.С. Зенкину (в настоящее время – профессор Мордовского государственного университета) классифицировать радиационное поражение животных инкорпорированными в ЖКТ радиоактивными частицами как радиационный язвенный гастронтероколит и выделить 4 степени радиационного поражения в зависимости от величины перорально поступившей активности, а затем и от поглощенных доз в очагах язвенного поражения (совместно с Г.В. Козьминым). Под руководством В.А. Бударкова и А.С. Зенкина были разработаны методы лечения радиационных поражений ЖКТ и испытана эффективность препаратов с различными механизмами действия: повышающих

естественную резистентность, оказывающих местное ранозаживляющее действие, солевое слабительное, холиномиметики.

В.А. Бударков – участник ликвидации последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции. В первые годы после аварии силами возглавляемой им лаборатории были проведены уникальные полевые исследования на пострадавших территориях, позволившие установить зависимость частоты проявления радиационных патологий щитовидной железы у сельскохозяйственных животных от дозы облучения и содержания стабильного йода в рационе кормления. Совместно с сотрудниками Федерального медицинского биофизического центра им. А.И. Бурназяна (профессор И.Я. Василенко др.) также была проведена оценка эффективности различных ферроцинсодержащих препаратов для сорбции радионуклидов в содержимом пищеварительного тракта человека и сельскохозяйственных животных. Полученные результаты имели важное прикладное значение и нашли применение в специальных противорадиационных мероприятиях, проводимых до настоящего времени на загрязненных радионуклидами территориях.

В.А. Бударков – автор более чем 250 научных трудов, в том числе 12 монографий

и учебных пособий. Под его научным руководством защитили диссертации 5 докторов и 23 кандидата биологических наук.

В разные годы Виктор Алексеевич являлся членом ветеринарного фармакологического совета при Департаменте ветеринарии Министерства сельского хозяйства, членом экспертного совета ВАК по медицинским и ветеринарным специальностям, председателем секции «Радиобиология» при Отделении ветеринарной медицины Россельхозакадемии, членом специализированных советов по присуждению ученых степеней кандидата и доктора наук при ВНИИ радиологии и агроэкологии и ФИЦВиМ. Награжден медалью «За трудовую доблесть».

За более чем полувековой период научно-исследовательской и организационной работы В.А. Бударков внес неоценимый вклад в различные области ветеринарной радиобиологии, став классиком этой науки. Являясь профессионалом в науке, он был яркой личностью, широко эрудированным человеком. Всем была известна его абсолютная бескорыстность и готовность помочь людям, оказавшимся в трудной жизненной ситуации.

Светлая память о Викторе Алексеевиче навсегда останется в наших сердцах.

Памяти Израиля Мотелевича Расина



13 сентября 2021 г. на 96-м году жизни скончался старейший сотрудник ФГБНУ ВНИИРАЭ, кандидат биологических наук (1971), старший научный сотрудник (1983) Расин Израиль Мотелевич.

Расин Израиль Мотелевич родился 30 августа 1925 г. в г. Гомеле Белорусской ССР. В 1953 г. окончил Гроднинский государственный педагогический институт по специальности «физика», получив квалификацию преподавателя физики средней школы. Свой трудовой путь начал в 1941 г. слесарем-инструментальщиком на заводе № 707 Наркомата Минометного вооружения в г. Курган. В 1942 г. был принят в ряды ВЛКСМ. Добровольно ушел в армию и был направлен на учебу в Златоустовское пулеметное училище (1944-1948). Работал заведующим базой «Горсоюзпечать» (1948-1949). Далее трудовой путь Расина И.М. был связан с преподавательской деятельностью: преподаватель физики в средней школе в Брестской области (1953-1954), а затем в вечерней школе при Брестском Гарнизонном доме офицеров (1954-1957); преподаватель физики и основ производства в средней школе (1957-1958 – г. Гродно Белорусской ССР; 1958-1960 – г. Челябинск); преподаватель физики и математики в Челябинском горно-металлургическом техникуме (1960-1961). С 1961 г. работал в филиале № 4 ордена Ленина

Института биофизики МЗ ССР сначала в должности инженера-физика, далее – старшего инженера-физика и младшего научного сотрудника. С 1978 г. трудился во Всесоюзном НИИ сельскохозяйственной радиологии (ныне – Всероссийский НИИ радиологии и агроэкологии) сначала в должности младшего научного сотрудника, а с 1980 г. по 2020 г. – старшим научным сотрудником этого института. Общий трудовой стаж составлял более 70 лет.

И.М. Расин – ветеран Великой Отечественной войны, ликвидатор аварий на комбинате «Маяк» и Чернобыльской АЭС, участник испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне, ветеран труда, отличник здравоохранения. Награжден медалью «За доблестный труд в ВОВ 1941–1945 гг.», юбилейными медалями и правительственными наградами.

Расин И.М. являлся специалистом высокой квалификации в области радиометрии и дозиметрии ионизирующих излучений. Успешно проводил научные исследования по биологическому действию ионизирующих излучений на мелких и крупных лабораторных и сельскохозяйственных животных на различных рубежах от эпицентра наземного ядерного взрыва на Семипалатинском ядерном полигоне, занимался радиологическим обследованием населенных пунктов и сельскохозяйственных угодий на загрязненных территориях Белоруссии, Украины и России, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС, руководил и участвовал в экспедициях.

Под руководством И.М. Расина разработаны методики по радиометрии проб со сложным изотопным составом, им опубликовано более 100 научных трудов.

Расин И.М. обладал высокой работоспособностью, был инициативен, являлся хорошим организатором работ. Пользовался заслуженным авторитетом и уважением в коллективе. Им восхищалась молодежь!

Светлая память о Расине Израиле Мотелевиче сохранится в наших сердцах!

К 35-ой годовщине аварии на ЧАЭС: итоги Международной научно-практической конференции

С.И. Санжарова, Е.В. Гордиенко

22-23 апреля 2021 года в г. Обнинске прошла Международная научно-практическая конференция «Радиоэкологические последствия радиационных аварий: к 35-ой годовщине аварии на ЧАЭС», организованная по инициативе Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии и Научно-производственного объединения «Тайфун». В работе конференции приняли участие более 200 ученых и специалистов из Беларуси, Казахстана, России, Японии. На пленарной сессии и на секционных заседаниях было заслушано 52 устных, представлено 17 стендовых и 41 заочный доклад.



На конференции были обсуждены различные проблемы радиоактивного загрязнения территорий после аварий на НПО «Маяк», Чернобыльской АЭС, АЭС Фукусима, а также в результате испытания ядерного оружия. Особое внимание было уделено проблемам ликвидации последствий крупнейшей радиационной аварии на Чернобыльской АЭС, после которой прошло 35 лет. На загрязненной радионуклидами территории в отсутствие человека складываются

уникальные условия для проведения длительных наблюдений, которые позволяют получить информацию как о долговременных эффектах радиоактивного загрязнения, так об эффективности предпринимаемых усилий по снижению негативных последствий загрязнения.

Тематика панельных дискуссий включала обсуждение следующих проблем:

- радиоэкологические последствия радиационных аварий и ядерных испытаний;
- радиоэкологический мониторинг и оценка доз облучения населения, проживающего на радиоактивно загрязненных территориях;
- методы исследований, моделирование, цифровые и инновационные технологии в радиоэкологии;
- преодоление последствий радиационных аварий и ядерных испытаний.

Рассмотрев накопленный национальный и международный опыт ликвидации последствий аварии и достигнутые успехи, участники конференции сформулировали основные уроки Чернобыля и считают приоритетной задачей создание условий для безопасного проживания населения и ведения хозяйственной деятельности без ограничений по радиологическим критериям, а также обеспечение устойчивого социально-экономического развития пострадавших территорий.

На пострадавших территориях остается ряд проблем, связанных с обращением с отчужденными и отселенными территориями, обеспечением ведения хозяйственной деятельности на этих территориях. Радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных угодий остается фактором, который негативно влияет на социально-экономическую

обстановку в регионах и их инвестиционную привлекательность.

Участники конференции считают важным обратить внимание на необходимость обеспечения поэтапного перехода пострадавших территорий к нормальным условиям жизнедеятельности. Такой переход требует реализации комплекса законодательных, организационно-технических и информационных мероприятий в соответствии с Международными стандартами безопасности. Особого внимания требует обеспечение защиты и безопасности на территориях, выведенных из хозяйственного использования.

Участники конференции отмечают необходимость долгосрочной государственной поддержки радиобиологических, дозиметрических и радиоэкологических исследований, что является ключевым аспектом преодоления последствий аварии на ЧАЭС.

Участники Международной научно-практической конференции выделили следующие приоритетные вопросы:

1. Необходимость оценки радиационной ситуации и прогноза ее изменения, включая населенные пункты, сельскохозяйственные земли и лесные территории, как базовой информации при определении стратегии перехода пострадавших районов к условиям нормальной жизнедеятельности.

2. Важность продолжения реабилитации пострадавших территорий с целью возвращения этих территорий к нормальным условиям жизнедеятельности и продолжения мониторинга загрязнения сельскохозяйственной и лесной продукции, а также доз облучения населения на этих территориях.

3. Необходимость проведения мероприятий по стимулированию экономического развития пострадавших районов, информированию населения о последствиях чернобыльской аварии, принципах и методах снижения радиологических рисков в повседневной жизни

4. Важность проведения работ по мониторингу состояния зоны отчуждения на территории Российской Федерации и проведение мероприятий по предотвращению развития негативных экологических условий на этих территориях.

5. Необходимость в организации систем долговременного многолетнего мониторинга и продолжении исследований, направленных на оценку состояния популяций растений и животных, населяющих территории, загрязненные радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС.

6. Важность совершенствования системы регулирования обеспечения радиационной безопасности на территориях, пострадавших после аварии на ЧАЭС, включая:

- приоритетное использование дозовых критериев при классификации загрязненных территорий, обосновании восстановительных мероприятий и оптимизации радиационной защиты;

- четкое разделение радиологических и социальных критериев при обосновании и принятии решений, связанных с изменением статуса загрязненных территорий;

- использование концепции ситуации существующего облучения на всех территориях, пострадавших в результате аварии.

7. Важность продолжения работ по информированию населения о долгосрочных последствиях аварии на Чернобыльской АЭС и мерах по смягчению последствий этой аварии для окружающей среды и человека, в том числе: о текущем состоянии отчужденных и отселенных территорий, рисках для прилегающих территорий и мерах по их возвращению в хозяйственное использование; информирование должно основываться на достоверной научной и практической информации, получаемой в рамках реализации долговременного мониторинга и комплексных научных программ.

Круглый стол по теме «35 лет аварии на Чернобыльской АЭС» на Международном салоне «Комплексная безопасность-2021»

Н.И. Санжарова

14 мая 2021 г. в рамках деловой программы XIII Международного салона «Комплексная безопасность-2021» по инициативе МЧС России был организован «Круглый стол» по теме «35 лет аварии на Чернобыльской АЭС», в работе которого приняли участие представители МЧС России, органов исполнительной власти субъектов Российской Федерации, органов местного самоуправления, государственных корпораций, научных и высших учебных заведений. В рамках дискуссии были обсуждены вопросы оценки влияния масштабов и уровней радиоактивного загрязнения местности на риски чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера, а также выработка систем мер по снижению риска чрезвычайных ситуаций в условиях радиоактивного загрязнения местности. С докладами выступили ведущие специалисты по различным направлениям ликвидации последствий аварии на ЧАЭС.

Заместитель директора Института безопасного развития атомной энергетики РАН д.т.н. Линге И.И. представил Национальный доклад Российской Федерации к 35-летию аварии на Чернобыльской АЭС, а также изложил основные технологии радиологической защиты после аварии. Для первого периода аварии важное значение имело применение инженерно-технических мероприятий гражданской обороны, характеристика и эффективность которых была проанализирована в сообщении кандидата технических наук Нигметова Г.М. Основой принятия решений являлась оценка радиологические последствия аварии на Чернобыльской атомной электростанции. Значительную роль при этом имели федеральные целевые программы, основной задачей которых являлось не только улучшение радиационной обстановки, но социально-экономической ситуации в пострадавших регионах (доктор медицинских наук, профессор Марченко Т.А.). Масштабы и эффективность применения

защитных и реабилитационных мероприятий в сельском хозяйстве после аварии на ЧАЭС детально проанализированы в докладе член-корреспондента РАН Санжаровой Н.И. Сформулированы основные уроки ликвидации последствий аварии в аграрном секторе, а также отмечена необходимость создания системы реагирования в АПК в условиях радиационных аварий. В сообщении заведующего отделом радиэкологии и экотоксикологии леса ФБУ ВНИИЛМ Раздайводина А.Н. представлены достигнутые итоги и перспективы реабилитации лесных территории. Особое внимание было уделено проблемам пожарной безопасности загрязненных лесов. Среди рассмотренных важных уроков ликвидации аварии выделены вопросы культуры безопасности жизнедеятельности населения в условиях кризиса (профессор Мельницкая Т.Б.).

По результатам дискуссии было принято решение, в котором отмечены основные итоги ликвидации аварии, а также современные проблемы. Наблюдаемые до настоящего времени радиоактивные загрязнения территорий Российской Федерации носят долгосрочный характер. Население, проживающее на радиоактивно загрязненных территориях до настоящего времени вынуждено выполнять защитные мероприятия, которые в значительной степени регламентируют их жизнь, измеряют стереотип и традиции поведения. Сохраняют актуальность мероприятия по реабилитации сельскохозяйственных и лесных территорий. За прошедшие 35 лет после аварии выросло поколение людей, для которых весь комплекс социально-психологических последствий аварии по-прежнему остается частью повседневной жизни. Необходимо совершенствовать мероприятия по информированности всех уровней управления, а также населения на базе Единой государственной системы предупреждения и ликвидации чрезвычайных ситуаций (РСЧС). Стратегическая цель реализуемых

долгосрочных программ сохраняет актуальность проводимых мероприятий, связанных с обеспечением в Российской Федерации защиты граждан, подвергшихся радиационному воздействию, социально-экономической реабилитации загрязненных

территорий, возвращение их в хозяйственный оборот, снижение риска радиоактивного загрязнения объектов природной среды от потенциально опасных источников загрязнения, возобновление экономической деятельности.

IV Международная молодежная конференция «Современные проблемы радиобиологии, радиоэкологии и агроэкологии»

А.О. Виноградова

С 22 по 24 сентября 2021 года во Всероссийском научно-исследовательском институте радиологии и агроэкологии состоялась IV Международная молодежная конференция «Современные проблемы радиобиологии, радиоэкологии и агроэкологии». В обсуждении актуальных вопросов радиобиологии, радиоэкологии и агроэкологии молодые ученые и специалисты в возрасте до 39 лет, а также доктора наук (до 45 лет).

Тематика конференции включала в себя основные направления научных исследований института: радиационная биология; радиоэкология; агроэкология, техногенное и агрогенное загрязнение почв; математическое моделирование, цифровые технологии.

В конференции приняли участие более 150 ученых из России, Белоруссии, Казахстана, Азербайджана. Конференция проходила как в очном, так и в дистанционном форматах. Были заслушаны 37 устных, представлены 13 стендовых и 14 заочных докладов.

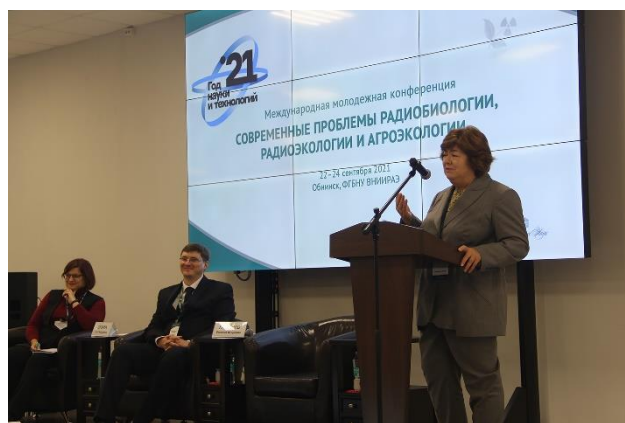
Следует отметить, что уже не первый год, институт радиологии и агроэкологии принимает в своих стенах много студентов, чьи научные интересы неразрывно связаны с обсуждаемыми на конференции темами. Студенты ИАТЭ и РУДН приняли очное участие в качестве слушателей. Заинтересованные лица, которые по разным причинам не смогли очно присутствовать в качестве слушателя, имели возможность наблюдать за проведением конференции посредством онлайн-трансляции на Youtube.

Программа конференции была достаточно содержательной и насыщенной, в связи с чем мероприятие было распланировано на 3 дня.

22 сентября открытие конференции в большом конференц-зале началось с приветственной речи сопредседателей конференции в лице доктора биологических наук Карпенко Евгения Игоревича – врио директора ФГБНУ ВНИИРАЭ, и кандидата

биологических наук Шубиной Ольги Андреевны – заместителя директора ФГБНУ ВНИИРАЭ по научной работе.

Заместитель Главы Администрации города Обнинска по социальным вопросам Попова Татьяна Сергеевна в своем обращении к участникам конференции подчеркнула важность вопросов, связанных с привлечением талантливой молодежи в сферу науки и технологий, и отметила роль молодежных конференций для решения такого рода задач.



Пленарная сессия началась с доклада Гринберг Марины Антоновны (Нижегородский госуниверситет) на тему «Влияние ионизирующего облучения на физиологические процессы растений». Далее выступили молодые ученые ВНИИРАЭ: Казакова Елизавета Александровна с докладом «Растения в космической среде: влияние излучений и микрогравитации», Карпенко Евгений Игоревич рассказал о влиянии предприятий по переработке отработавшего ядерного топлива на окружающую среду. Завершил серию пленарных докладов Сабуров Вячеслав Олегович (МРНЦ им. А.Ф. Цыба), описав современное состояние медицинской ускорительной техники в России.

Затем конференция продолжила свою работу в рамках секции «Радиоэкология», на которой представили свои работы 8 участников. Высокой оценки жюри секции были удостоены выступления наших иностранных

коллег – Дворника Александра Александровича (Институт радиобиологии НАН Беларуси), рассказавшего о сезонных аномалиях радиоактивности приземного воздуха в регионах, пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС, и Токтаганова Тогжана Шалкарулы (Институт радиационной безопасности и экологии РГП НЯЦ Республики Казахстан), представившего интересный доклад об оптимизации радиологического мониторинга водных объектов с применением метода изотопной гидрологии на территории Семипалатинского испытательного полигона.

Второй день конференции был примечателен тем, что в первой половине дня состоялся очный этап конкурса среди аспирантов, студентов и школьников Калужской области «BioSkills: наука как образ жизни» на соискание премий и грантов ФГБНУ ВНИИРАЭ. Конкурс проходил в несколько этапов и впервые был инициирован институтом в рамках мероприятий Года науки и технологий. Целью данного конкурса являлось развитие у обучающихся интеллектуальных и творческих способностей, а также формирование интереса к научно-исследовательской и научно-практической деятельности. Во второй тур конкурса прошли 11 человек, среди которых: 3 ученика школы – Бондаренко Сергей Владимирович (ученик 11-го класса МБОУ СОШ №12 г. Обнинска), Шупик Денис Анатольевич (ученик 9-го класса МБОУ СОШ № 3 г. Обнинска), Маева Арина Алексеевна (ученица 11 класса МБОУ СОШ № 26 г. Калуги), 6 студентов и аспирантов ИАТЭ НИЯУ МИФИ – Воронежская Виктория Сергеевна, Шубина Светлана Ильинична, Басова Мария Андреевна, Братухин Никита Олегович, Манухина Яна Александровна и Мельникова Анжелика Александровна, а также 2 аспиранта ВНИИ радиологии и агроэкологии – Подлущкий Михаил Сергеевич и Празян Александр Арменович представили свои доклады.

По итогам конкурса работами, удостоенными гранта ФГБНУ ВНИИРАЭ, были признаны проекты Воронежской Виктории Сергеевны «Использование гена хлоропластов *uscf1* для видовой дифференциации *Lemna minor* и *Lemna turionifera*», Шубиной

Светланы Ильиничны «Изучение влияния предпосевного гамма-облучения семян огурца на жизнеспособность фитопатогенной микрофлоры и посевные качества огурца», Бондаренко Сергея Викторовича «Изучение радиочувствительности люпина белого сорта «Мичуринский» и линии «СН 17-14», использующихся в программах радиационного мутагенеза и селекции по признаку устойчивости к антракнозу» и самого юного участника конкурса – Шупика Дениса Анатольевича «Исследование индивидуальных особенностей накопления тяжелых металлов сельскохозяйственными растениями на примере листового салата».



Лучшей научной работой в рамках Конкурса на соискание премии ВНИИРАЭ среди студентов была признана работа Манухиной Яны Александровны на тему «Оценка состояния антиоксидантной системы хронически облучаемых популяций травянистых растений». Среди учащихся среднеобразовательных школ самую высокую оценку жюри получила работа Маевой Арины Алексеевны на тему «Исследование возможности

использования антигрибковых свойств сфагновых мхов для защиты от фитопатогенов грибковой природы, поражающих рассаду томатов». А работа Подлущкого Михаила Сергеевича на тему «Изучение особенностей транскриптома модельных растений *Arabidopsis thaliana*, произрастающих в условиях хронического облучения на территории Чернобыльской зоны отчуждения» признана лучшей среди аспирантов.

Работы конкурсантов наряду с другими участниками конференции были опубликованы в сборнике трудов конференции «Современные проблемы радиобиологии, радиоэкологии и агроэкологии», кроме того, каждый участник конкурса получил специальный презент от ФГБНУ ВНИИРАЭ. В дальнейшем конкурсы среди аспирантов, студентов и школьников Калужской области «BioSkills: наука как образ жизни» на соискание премий и грантов ФГБНУ ВНИИРАЭ планируется проводить ежегодно.

После проведения конкурса во второй половине дня открылась секция «Радиационная биология». На ней представили свои работы 16 докладчиков, среди которых был отмечен доклад Белокопытовой Ксении Вячеславовны (Объединенный институт ядерных исследований, г. Дубна) на тему «Комплексный подход к оценке радиационно-индуцированных нарушений в мезокортиколимбической системе мозга крыс», а также доклад представительницы ВНИИРАЭ Поляковой Ирины Владимировны на тему «Изучение комбинированного воздействия гамма-излучения и кверцетина на бактерии *E.coli*».

Третий день конференции включал в себя работу сразу двух секций: «Агроэкология. Техногенное и агрогенное загрязнение почв» и «Математическое моделирование, цифровые технологии». В рамках секции «Агроэкология. Техногенное и агрогенное

загрязнение почв» из 5 представленных докладов наиболее интересным и практически значимым докладом был признан доклад Шишко Валентина Игоревича на тему «Обработка *Phytophthora Infestans* низкотемпературной плазмой». А из 5 докладчиков секции «Математическое моделирование, цифровые технологии» была отмечена работа Копыльцовой Елены Валерьевны на тему «Создание электронного интерактивного справочника рисков производства сельскохозяйственной продукции с превышением нормативов по содержанию радионуклидов».



Завершилась конференция подведением итогов и награждением участников, представивших лучшие доклады. В целом, стоит отметить, что трехдневная конференция прошла в приятной и дружественной атмосфере. Каждый из присутствующих отмечал особую значимость участия в данном мероприятии, ведь международная молодежная конференция даёт уникальную возможность молодым специалистам обменяться опытом, завести новые полезные знакомства, встретить единомышленников, открыть для себя новые перспективы, получить бесценные знания и мотивацию к дальнейшему развитию своей научной деятельности.

О заседании секция № 12 «Экологические проблемы радиобиологии» в рамках VIII Съезда по радиационным исследованиям

Е.В. Гордиенко

С 12 по 15 октября 2021 года состоялся VIII Съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность), который был организован по инициативе Правления Российского радиобиологического общества РАН, Научного совета РАН по радиобиологии, Объединенного института ядерных исследований и ГНЦ «Федеральный медицинский биофизический центр имени А.И. Бурназяна» ФМБА России.

В работе съезда приняли участие более 400 ученых-радиобиологов, радиоэкологов, медиков, ученых смежных специальностей из России, Беларуси, Азербайджана. Они представляли научные центры, научно-исследовательские институты, лаборатории Российской академии наук, Национальных академий наук, ОИЯИ, научные учреждения Федерального медико-биологического агентства России, Минздрава РФ, Минобороны РФ, МЧС России, университеты и другие научные учреждения, научно-производственные объединения и центры.

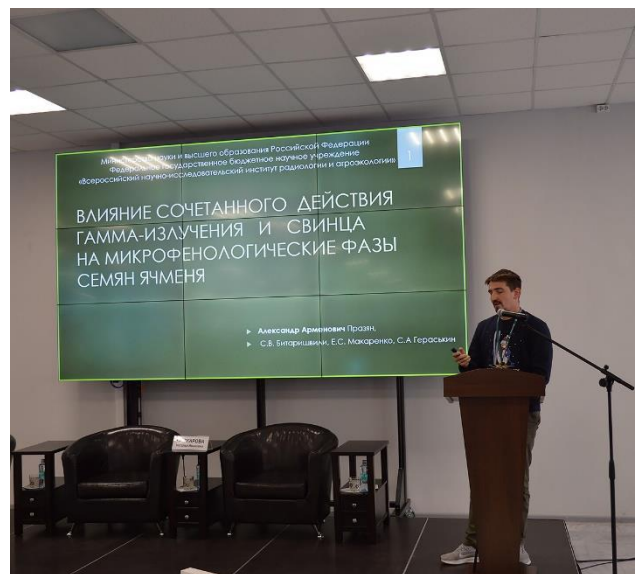
Программа съезда (2 пленарных заседания, 23 секционных заседания и 10 стендовых сессий) включала обсуждение результатов научных исследований по важнейшим проблемам радиационной биологии, радиоэкологии, радиационной безопасности. Оргкомитет получил 372 тезиса докладов и заявок на участие в работе Съезда. К началу съезда был опубликован Сборник тезисов докладов (Дубна, Издательство ОИЯИ, 2021, 444 стр.).

13 октября 2021 года в рамках Программы Съезда на базе Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии состоялась секция № 12 «Экологические проблемы радиобиологии». В работе секции приняли участие около 60 ученых из разных городов России. Заседание проходило в смешанном очно-заочном формате. Было заслушано 14 устных и представлено 7 стендовых докладов. В

докладах участников секции были представлены результаты радиоэкологических исследований на территориях с повышенным естественным радиационным фоном, а также загрязненных в результате деятельности Горно-химического комбината, аварии на НПО «Маяк» и Чернобыльской АЭС.



Активное участие в работе секции приняли молодые ученые из различных научных центров, которые представили доклады по миграции радионуклидов в природных средах, действию ионизирующего излучения на различные биологические объекты, а также методам биомониторинга.





Были рассмотрены вопросы нормирования действия ионизирующего излучения, экологические проблемы радиоактивных отходов, а также проблемы соответствия национальных нормативных документам международным рекомендациям и стандартам.

В заключении участниками секции № 12 были сформулированы предложения, которые включены в решение Съезда:

– гармонизировать национальные документы в области радиационной безопасности и ядерного регулирования с Основными

Стандартами Радиационной Безопасности МАГАТЭ: внедрить в регулирование радиационной безопасности подходы к классификации ситуаций облучения, включая ситуации существующего, планового и аварийного облучения;

– включить в национальные нормативные документы в области радиационной безопасности и ядерного регулирования критерии воздействия предприятий ЯТЦ на природные объекты, в частности оценку дозовых нагрузок на референтные виды биоты (в соответствии с международными рекомендациями ICRP Publication 103. The Recommendation of the International Commission on Radiological Protection);

– внести изменения в базовый документ, регламентирующий радиационную безопасность АЭС (СанПин 2.6.1.24-03, 2003): включить основные дозообразующие радионуклиды, такие как ^{14}C и ^3H , в оценку дозовых квот и, соответственно, допустимых выбросов.

Труды ФГБНУ ВНИИРАЭ

Выпуск 4

Научное издание

Радиоэкологические последствия аварии
на Чернобыльской атомной электростанции:
научные результаты и
практические итоги реабилитации
(к 35-ой годовщине аварии)

Под редакцией Н.И. Санжаровой, О.А. Шубиной

ISBN 978-5-903386-48-2



9 785903 386482

Компьютерная верстка Шубина О.А.

Подписано в печать 9.12.2021 г.
Формат 60x90 1/8. Гарнитура PT Serif, Calibri
Усл. печ. л. 16,25. Тираж 350 экз. Заказ 59.

Издательство ФГБНУ ВНИИРАЭ
249032, г. Обнинск, Киевское шоссе, 109 км