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

Труды ФГБНУ ВНИИРАЭ

Выпуск 1

Актуальные вопросы радиоэкологии

Под редакцией члена-корреспондента РАН
Н.И. Санжаровой

Обнинск
2018

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

Труды ФГБНУ ВНИИРАЭ

Выпуск 1

Актуальные вопросы радиоэкологии

Под редакцией члена-корреспондента РАН Н.И. Санжаровой

Обнинск
2018

УДК 504.5:539.16.04
ББК 28.070
Т 78

Редакционная коллегия:

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

Рецензенты

доктор биологических наук **Спирин Е.В.**
доктор биологических наук **Щеглов А.И.**

Т 78 **Актуальные вопросы радиоэкологии: Труды ФГБНУ ВНИИРАЭ. Выпуск 1** / Под ред. чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2018.– 170 с.: ил.

ISBN 978-5-903386-54-3

В сборнике отражены результаты фундаментальных и прикладных исследований сотрудников ФГБНУ ВНИИРАЭ в области общей и сельскохозяйственной радиоэкологии. Издание включает материалы по вопросам миграции радионуклидов, математическому моделированию, радиоэкологии атомных станций, проблемам территорий, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС.

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

Рекомендовано к изданию решением Ученого совета ФГБНУ ВНИИРАЭ от 10.04.2018 г.

УДК 504.5:539.16.04
ББК 28.070

ISBN 978-5-903386-54-3

© ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2018
© Коллектив авторов 2018

Содержание

Предисловие 5

Санжарова Н.И., Шубина О.А., Гордиенко Е.В.
Краткий очерк истории развития отечественной радиоэкологии 7

ВОПРОСЫ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ. МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ 11

Анисимов В.С., Анисимова Л.Н., Фригидова Л.М., Кочетков И.В., Дикарев Д.В., Фригидов Р.А., Корнеев Ю.Н., Томсон А.В., Санжаров А.И.
Влияние физико-химических характеристик почв на подвижность и биологическую доступность радионуклида ^{60}Co, а также на селективную сорбцию кобальта (II) 11

Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В., Спиридонов С.И.
Модель формирования доз облучения сельскохозяйственных растений: основные подходы и допущения 33

РАДИОЭКОЛОГИЯ АТОМНЫХ СТАНЦИЙ 45

Кузнецов В.К., Карпенко Е.В., Исамов Н.Н., Гешель И.В., Андреева Н.В, Новикова Н.В.
Результаты радиоэкологического мониторинга наземных экосистем в зоне строительства Балтийской АЭС 45

Спиридонов С.И., Куртмулаева В.Э., Карпенко Е.И.
Сравнительная оценка дозовой нагрузки на население от атмосферных выбросов предприятий атомно-промышленного комплекса в регионе расположения Ленинградской АЭС 58

АДАПТИВНО-ЛАНДШАФТНОЕ ЗЕМЛЕДЕЛИЕ НА РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ 67

Кузнецов В.К., Санжарова Н.И., Санжаров А.И.
Основные подходы к организации и проектированию адаптивно-ландшафтных систем земледелия на радиоактивно загрязненных территориях в современный период времени 67

РАДИОЭКОЛОГИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЙ 74

Гордиенко Е.В., Панов А.В., Санжарова Н.И., Титов И.Е.
Прогноз радиационной обстановки в сельском хозяйстве на территориях Российской Федерации, наиболее пострадавших после аварии на ЧАЭС, до 2030 года на основе анализа данных радиоэкологического мониторинга 74

Шубина О.А., Титов И.Е., Кречетников В.В., Карпенко И.Е., Нуштаев С.Н.
Комплексная паспортизация сельскохозяйственных угодий Брянской области, расположенных на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС 88

Шубина О.А., Титов И.Е., Кречетников В.В., Санжарова С.И.
Вопросы возвращения в хозяйственное использование территорий, временно выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС 99

Кречетников В.В., Ратников А.Н., Шубина О.А., Титов И.Е., Свириденко Д.Г.
Основы кадастровой оценки радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодий Брянской области 120

Исамов Н.Н., Губарева О.С., Цыгвинцев П.Н., Алешкина Е.Н., Музалевская И.А., Урсу Н.В., Фадеев М.Ю.
Радиологическая эффективность и объемы применения ферроцинсодержащих препаратов для производства молока и мяса, соответствующего санитарно-гигиеническим нормативам, в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС 126

Исамов Н.Н., Панов А.В., Цыгвинцев П.Н., Губарева О.С., Музалевская И.А., Алешкина Е.Н., Урсу Н.В, Фадеев М.Ю.
Оценка экономической эффективности комплексного применения смеси комбикормов с ферроцинсодержащими препаратами для снижения содержания ^{137}Cs в молоке и мышечной ткани коров 134

Спиридонов С.И., Иванов В.В.
Система поддержки принятия решений по оптимизации применения реабилитационных технологий в сельскохозяйственных предприятиях на радиоактивно загрязненных территориях 141

РАБОТЫ ПОБЕДИТЕЛЕЙ КОНКУРСА НА СОИСКАНИЕ ЦЕЛЕВЫХ ПРЕМИЙ ДЛЯ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ И АСПИРАНТОВ ФГБНУ ВНИИРАЭ 151

Волкова П.Ю.
Использование сосны обыкновенной в биомониторинге радиационного воздействия 151

Макаренко Е.С., Удалова А.А., Волкова П.Ю., Гераськин С.А.
Исследование отдаленных последствий радиационной аварии на сосну обыкновенную по морфометрическим параметрам и генетическому полиморфизму 154

ПАМЯТНЫЕ СТРАНИЦЫ 159

95 лет академику Н.А. Корнееву 159
Памяти академика Р.М. Алексахина 161

КОНФЕРЕНЦИИ, СОВЕЩАНИЯ, СЕМИНАРЫ 163

Заседание Научного совета секции земледелия, мелиорации, водного и лесного хозяйства Отделения сельскохозяйственных наук РАН по направлению «Радиология и агроэкология» (26 апреля 2018 г., г. Обнинск) 163

Международная конференция «Радиационные технологии в сельском хозяйстве и пищевой промышленности: состояние и перспективы» (26-28 сентября 2018 года, г. Обнинск) 165

О XLVII международных радиоэкологических чтениях, посвященных действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Клечковскому (14 декабря 2018, г. Обнинск) 168

Предисловие

ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии» был основан как Всесоюзный научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии решением Совета Министров СССР от 31 июля 1970 года. Созданный в период действия доктрины возможного ядерного конфликта институт выполнял работы по разработке средств и методов защиты сельскохозяйственных растений и животных от поражающего действия ядерного оружия, а также в области применения радионуклидов, источников ионизирующих излучений и ядерных технологий в сельском хозяйстве. Разработки института нашли широкое применение при ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г.

В настоящее время институт является единственным в стране центром фундаментальных и прикладных исследований по обеспечению устойчивого развития сельскохозяйственного производства и экологической безопасности в условиях техногенного воздействия на агросферу, включая разработку научных основ и практических приемов и технологий ликвидации последствий радиационных, химических и других техногенных аварий и инцидентов. Институт проводит широкий спектр радиоэкологических исследований - изучение закономерностей поведения радиоактивных веществ в окружающей среде и, в первую очередь, в агросфере, и действия ионизирующего излучения на растения и животных, разработка защитных мероприятий.

Проведение радиоэкологических исследований является одним из приоритетных направлений на протяжении всей своей истории развития института. В 1974-1985 гг. была выполнена серия модельных экспериментов на различных сельскохозяйственных культурах по изучению аэрального загрязнения посевов долгоживущими радионуклидами. В различных природно-климатических зонах изучена миграция радионуклидов в системах почва-растения и почва-рацион-животные. В 1976-1980 гг. были выполнены комплексные исследования по радиоэкологии богарного и орошаемого земледелия. Территория Восточно-Уральского радиоактивного следа была важным полигоном для проведения экспериментальных исследований, где были получены приоритетные данные по радиоэкологии лугов. Проведена серия работ по изучения метаболизма радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных и птицы, оценены коэффициенты перехода в цепи почва-корма-организм животных-продукты животноводства, разработаны принципы нормирования содержания радионуклидов и способы ограничения поступления радионуклидов в продукцию животноводства.

В институте проводились широкомасштабные исследования по оценке влияния ионизирующих излучений на сельскохозяйственные растения и животных. Проведены уникальные эксперименты по изучению биологического действия модельных продуктов ядерного деления в виде трудно резорбируемых радиоактивных частиц. Важным направлением в области радиобиологии животных являлось изыскание средств, позволяющих облегчить течение лучевой болезни после радиационного воздействия.

Начиная с 1983 г., в институте развиваются радиоэкологические модели, описывающие поведение радиоактивных веществ в окружающей среде и действие их на критические компоненты экосистем. Разработана серия дозиметрических моделей для различных сельскохозяйственных объектов. Важным этапом явилось развитие модели, описывающей радиационное поражение и пострадиационное развитие лесных экосистем. Были созданы комплексные имитационные модели для прогнозирования последствий для сельского хозяйства ядерного конфликта.

Авария на Чернобыльской атомной электростанции 26 апреля 1986 г. привела к тяжелым экологическим последствиям в результате загрязнения сельскохозяйственных угодий и природных экосистем. Загрязнение сельскохозяйственных угодий и производство продукции с повышенным содержанием радиоактивных веществ являются одним из основных источников облучения населения на загрязненных территориях.

Авария на ЧАЭС поставила ряд принципиально новых задач в области сельскохозяйственной радиоэкологии, связанные с необходимостью изучения влияния на миграцию радионуклидов различных

факторов: физико-химических свойств выпадений, погодных условий, времени после выпадений, ландшафтных особенностей загрязненных территорий, почвенных условий, технологий ведения сельскохозяйственного производства. Были проведены уникальные натурные наблюдения по динамике поведения радионуклидов в луговых, лесных и аграрных экосистемах. В области радиоэкологии животных были получены данные о поведении радионуклидов в биологических цепях и их метаболизме в организме сельскохозяйственных животных. Результаты радиоэкологических исследований явились научной базой для разработки эффективных реабилитационных мероприятий, что позволило существенно снизить негативные последствия аварии для сельского хозяйства.

В последние годы существенное развитие в институте получили работы по обеспечению экологически безопасного развития ядерной энергетики. Были выполнены исследования по оценке влияния предприятий ядерного топливного цикла (предприятий по добыче уранового сырья, Красноярский комбинат по переработке ядерного топлива, атомные электростанции) на окружающую среду, сельское хозяйство и человека. В институте разрабатывается методология и методы проведения комплексного радиационного и агроэкологического мониторинга в зонах воздействия радиационно-опасных объектов. Важным направлением работ является разработка математических моделей и программных средств для оценки радиоэкологических последствий для природных и аграрных экосистем работы предприятий атомной отрасли, как при штатной эксплуатации, так и возможных аварийных ситуациях. Для информационного освещения результатов исследований ФГБНУ ВНИИРАЭ ежегодно планируется издание Трудов, который будет включать следующие разделы:

- наиболее значимые результаты исследований по темам, выполняемым в рамках государственного задания;
- итоги совместных исследований по ФЦП и ведомственным программам с учреждениями Минсельхоза, Рослесхоза, ГК Росатом и др.;
- информация о международных проектах;
- исторические справки к памятным датам;
- биографии выдающихся ученых;
- работы молодых ученых и специалистов.

Настоящий сборник Трудов посвящается результатам исследований ФГБНУ ВНИИРАЭ в области радиоэкологии, проведенных за период 2014-2017 гг. Следует отметить, что 2017 год был знаковым для отечественной радиоэкологии, истоки которой связаны с проведением уникальных экспериментальных исследований на территории радиоактивного следа, образовавшегося в результате Кыштымской аварии на Южном Урале в 1957 г.

О.А. Шубина
ученый секретарь ФГБНУ ВНИИРАЭ
кандидат биологических наук

Краткий очерк истории развития отечественной радиоэкологии

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

Начало формирования радиоэкологии как научной дисциплины относится к началу XX века и связано с открытием явления радиоактивности. В России в этот период появляются первые исследования по радиоактивности минералов [1], а также вод минеральных источников на Кавказе [2]. Особый интерес представляют работы Одесской радиологической лаборатории, где были проведены, по сути, первые исследования по радиоактивности воздуха, почв, грязей, вод [3]. Базовые принципы радиоэкологических исследований были заложены академиком В.И. Вернадским в работах по радиогеологии и биогеохимии радионуклидов [4, 5]. На раннем этапе развития радиоэкологии основным направлением исследований являлось изучение особенностей поведения в окружающей среде естественных радионуклидов (урана, радия, тория), т.к. в этот период разрабатываются методы поиска и добычи урановых руд [6]. Также проводятся работы по изучению действия ионизирующего излучения на живые организмы в местах с повышенным содержанием естественных радионуклидов [4]. Одной из первых задач радиоэкологии являлась оценка роли естественной радиоактивности в эволюции живого на Земле.

С середины XX века начался новый этап развития радиоэкологии, связанный с поступлением в окружающую среду искусственных радионуклидов после бомбардировки Нагасаки и Хиросимы, проведением испытаний ядерного оружия в различных странах [7]. На втором этапе развития было предложено, собственно, определение «радиоэкология», сформулированы основные задачи нового научного направления и некоторые методические подходы к проведению исследований. Термин «радиоэкология» был предложен советскими учеными А.М. Кузиным и А.А. Передельским (1956 г.) [8]. Одновременно американский профессор Е. Одум также ввел понятие «радиоэкология» и определили ее задачи [9].

В теоретическом плане задачей радиоэкологии является изучение закономерностей и механизмов миграции радионуклидов в окружающей среде и действия ионизирующих излучений на биологические компоненты экосистем. В практическом плане радиоэкологические исследования являются основой обеспечения радиационной безопасности, как человека, так и биосферы.

В СССР реализация атомного проекта явилась одной из причин создания ряда специализированных лабораторий для развития исследований в области радиобиологии и радиоэкологии. Научные разработки были ориентированы в первую очередь на оценку радиологических последствий возможного ядерного конфликта [10]. Среди ключевых задач, которые стояли перед учеными, можно выделить изучение накопления искусственных радионуклидов в компонентах окружающей среды и радиоэкологические последствия для человека и биоты. Кроме того, нужно было создать методическую и инструментальную базу для проведения исследований.

27 декабря 1946 г. по инициативе И.В. Курчатова создается Биофизической лаборатории (БФЛ) при Московской сельскохозяйственной академии им. К.А. Тимирязева (ТСХА) (Приказ №24сс Министра земледелия СССР И.А. Бенедиктова), на должность руководителя которой назначается В.М. Клечковский. Лаборатория проводила исследования по следующим направлениям: почвенная химия продуктов ядерного деления; применение метода меченых атомов; поведение радионуклидов в системе почва-растение; действие ионизирующего излучения на растения; разработка методов измерения радиоактивности [11]. Следующим шагом явилось создание в 1950 г. при кафедре физиологии и биохимии животных ТСХА им. К.А. Тимирязева группы, которая занималась изучением поведения радиоактивных продуктов ядерного деления в организме сельскохозяйственных животных и продукции животноводства.

К началу 50-х годов опыт эксплуатации первого комплекса заводов по наработке оружейного плутония на Урале показал, что необходимо оценить последствия радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды, в первую очередь водоема, куда поступали радиоактивные отходы. Натурные комплексные

радиоэкологические исследования, которые провели сотрудники Центральной заводской лаборатории, положили начало развитию нового направления – водной радиоэкологии, а также явились, по сути, первыми мониторинговыми наблюдениями за радиационной обстановкой [12].

К решению важных для страны задач по изучению последствий радиоактивного загрязнения были привлечены институты Академии наук СССР. В 1955 г. на территории Ильменского заповедника была создана биофизическая станция, которая входила в состав Института биологии Уральского филиала АН СССР, впоследствии переименованного в Институт экологии растений и животных. Идея создания биофизической станции принадлежала Н.В. Тимофееву-Ресовскому и была связана с участием в реализации проекта «Лаборатория Б» (Постановление 3640–1204 «Об организации лаборатории «Б» 9-го Управления МВД СССР» от 24 октября 1947 г.). К концу 50-х гг. были получены приоритетные результаты по накоплению радионуклидов различными живыми организмами, а также данные о радиочувствительности различных видов и сообществ организмов. Это направление исследований, которое возглавил Н.В. Тимофеев-Ресовский, получило название радиационной биогеоценологии [13].

Крупные аварии на предприятиях атомной отрасли (НПО Маяк, 1957 г., Россия; Уиндскейл, 1957 г., Великобритания) обусловили формирование территорий с высоким уровнем радиоактивного загрязнения [14]. Ликвидация последствий радиационных аварий определила необходимость изучения закономерностей миграции широкого спектра искусственных радионуклидов, а также оценки действия ионизирующего излучения на биологические объекты и формирования дозовых нагрузок на население [15-17].

В 1958 г. после аварии на НПО «Маяк» была создана Опытная научно-исследовательская станция (ОНИС) [18]. ОНИС стала научной экспериментальной базой большого числа научных учреждений. Создание специализированного подразделения непосредственно в зоне аварии обусловило уникальные условия для проведения широкого круга междисциплинарных радиобиологических и радиоэкологических исследований. Эти работы имели реальное практическое значение, т.к. явились основой разработки системы защитных и реабилитационных мероприятий. На станции было сформировано пять лабораторий (агрономическая, гидробиологическая, почвенно-биоценологическая, физико-дозиметрическая, химическая) и большая полевая сельскохозяйственная группа. На базе станции проводились исследования по миграции радионуклидов; их накоплению в компонентах природных и аграрных экосистем; изучению генетических действий радиации, а также разрабатывались приемы реабилитации загрязненных территорий, в частности, рекомендации по сельскохозяйственному использованию территории [19]. Учитывая важность проблемы получения на загрязненной территории сельскохозяйственной продукции, безопасной для населения, в 1959 г. Министерством сельского хозяйства РСФСР было принято решение об организации Комплексной научно-исследовательской сельскохозяйственной радиологической лаборатории. Масштабные задачи по реабилитации сельскохозяйственных земель, которые решались на Восточно-Уральском радиоактивном следе, показали необходимость расширения и углубления работ в области сельскохозяйственной радиологии. Это послужило основанием для создания в 1970 г. Всесоюзного научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии (в настоящее время ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологи и агроэкологии») [20]. Созданный в период действия доктрины возможного ядерного конфликта институт выполнял работы по разработке средств и методов защиты сельскохозяйственных растений и животных от поражающего действия ядерного оружия, а также в области применения радионуклидов, источников ионизирующих излучений и ядерных технологий в сельском хозяйстве.

Знаковым событием в истории развития радиоэкологии явился пуск в г. Обнинске Калужской области в 1954 г. первой в мире атомной электростанции. Начиная с 60-х годов XX века основные проблемы радиоэкологии стали связывать с обеспечением безопасного использования ядерной энергетики. Кроме того, активно начинают развивать и широко использоваться в промышленности, медицине, сельском хозяйстве радиационные технологии. Современная

радиоэкология представляет собой разветвленную отрасль науки, в которой с учетом особенностей объектов, выделяют различные направления: континентальная радиоэкология, водная радиоэкология, лесная радиоэкология, сельскохозяйственная радиоэкология, морская радиоэкология, радиоэкология животных и т.д. [21-26].

Следует учитывать, что при увеличении числа применяемых ядерных технологий неизбежно возрастает и радиационная опасность для окружающей среды и человека. Принципиально новая ситуация сложилась в атомной отрасли после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. Беспрецедентная по масштабам авария привела к необходимости исследования и оценки радиоэкологических последствий в различных направлениях: изучение процессов взаимодействия выпадающих из атмосферы радиоактивных примесей с почвенно-растительным покровом; сорбция и фиксация радионуклидов в почвах; закономерности накопления радионуклидов живыми организмами; миграция радионуклидов по пищевым цепочкам; генетические эффекты и т.д. [27]. Основной вклад в решение проблем по ликвидации аварии на ЧАЭС внесли специалисты, которые получили опыт ликвидации аварии на НПО «Маяк». Многие из них были учениками и последователями выдающихся отечественных ученых В.М. Клечковского и Н.В. Тимофеева-Ресовского.

Ликвидация аварии на Чернобыльской АЭС с особой остротой показала важность международного сотрудничества ученых в области радиационной безопасности. Это понимали ведущие политики и ученые, стоявшие у истоков использования ядерной энергии в военных и мирных целях. Широкое международное обсуждение на Женевской конференции по мирному использованию атомной энергии дало начало новому, современному этапу развития радиобиологии и в значительной степени радиоэкологии (8-20 августа 1955 г.). В 1955 г. создается специальный Научный комитет по изучению действия атомной радиации при ООН (НКДАР). Для решения задач радиоэкологии во многих странах созданы специальные институты или центры. Масштабность радиоэкологических задач определила развитие международной кооперации в рамках различных проектов Международного агентства по атомной энергии, Международной продовольственной и сельскохозяйственной комиссии ООН, Европейской комиссии и т.п. Крайне важно поддерживать мировой уровень в области развития радиоэкологии, чтобы обеспечивать совместные международные меры по реагированию на угрозы, связанные как с ядерным наследием, так и будущими рисками. В настоящее время международные организации высказывают обеспокоенность сокращением исследований в области радиоэкологии, а также отсутствием во многих странах программ по подготовке следующего поколения радиоэкологов [28]. Эти проблемы характерны, к сожалению, и для отечественной радиоэкологии.

Между тем на современном этапе академик РАН Алексахин Р.М. [29] выделил комплекс проблем, в том числе радиоэкологических, без решения которых невозможно развитие ядерной энергетики: обращение с радиоактивными отходами и отработавшим ядерным топливом; радиоэкологические аспекты аварий (последствия и контрмеры); отложенные проблемы ядерного наследия; снятие с эксплуатации ядерных объектов. Помимо обеспечения технологической безопасности, развитие ядерной энергетики ставится общественностью в прямую зависимость от решения экологических проблем. Решение сложного комплекса радиоэкологических проблем невозможно без широкой интеграции научных исследований. Результаты радиоэкологических исследований используются для обоснования решений, связанных с оценкой последствий воздействия радиационных объектов на окружающую среду и население, угрозами применения ядерного оружия, перспективами развития ядерной энергетики и т.д. В любом государстве, которое использует ядерную энергию в мирных или военных целях, радиоэкология является одним из элементов научных знаний, которые обеспечивают национальную безопасность.

Литература

1. *Антипов И.А.* О новом месторождении урановой слюды в России и об естественной окиси цинка в Олькушских рудниках (О новомъ мѣсторожденіи урановой слюды въ Россіи и объ естественной окиси цинка въ Олькушскихъ рудникахъ) // Записки С.-Петербургского

минералогического общества. 1900. Т. XXXVIII. Серия 2. С. 38-41.

2. *Карстенс Э.Э.* Опыт исследования радиоактивности Кавказских минеральных вод // Записки русского бальнеологического общества в Пятигорске. 1907-1908. Т. IX. № 5. С. 476-529.

3. *Панченко С.В.* У истоков радиоэкологии: учебное пособие, часть 1. Препринт ИБРАЭ №2018-02. М.: ИБРАЭ РАН, 2018. 36 с.

4. *Вернадский В.И.* О концентрации урана в биосфере живыми организмами // Доклады АН СССР. 1929. № 2. С. 33-34.

5. *Вернадский В.И.* Биогеохимические очерки. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1940. 250 с.

6. *Ферсман А.Е.* Геохимические и минералогические методы поисков полезных ископаемых. М.-Л.: Изд-во Академии наук СССР, 1939. 446 с.

7. *Алексахин Р.М.* Радиоэкология XXI века// Вестник Российской академии наук. 2010. Том 80. № 4. С. 321-328.

8. *Кузин А.М., Передельский А.А.* Охрана природы и некоторые вопросы радиоактивно-экологических связей // Охрана природы и заповедное дело в СССР. 1956. Бюлл. 1. С. 65-78.

9. *Odum E.P.* Fundamentals of Ecology. Philadelphia: WB Saunders Company, 1959. 560 p.

10. *Алексахин Р.М., Пристер Б.С.* Радиоэкология как отрасль естествознания: некоторые размышления об интересном прошлом, сложном и важном настоящем и перспективах на будущее // Радиационная биология. Радиоэкология. 2008. Том 48. № 6. С. 645-653.

11. *Могилевкин В.Б.* Становление сельскохозяйственной радиоэкологии и советский Атомный проект // XL Радиоэкологические чтения В.М. Клечковского (23 ноября 2011 г., Обнинск). Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2012. С. 42-57.

12. *Смагин А.И.* Дмитрий Ильич Ильин – основатель практической пресноводной радиоэкологии // XLVI Международные радиоэкологические чтения В.М. Клечковского (30 ноября -1 декабря 2017 г., Обнинск) / Под ред. акад. РАН Р.М. Алексахина. Обнинск: ВНИИРАЭ, 2017. С. 19-28.

13. *Тимофеев-Ресовский Н.В.* Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Ботанический журнал. 1957. Т. 42. № 2. С. 161-194.

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

15. *Верховская И.Н.* Задачи, методы и перспективы радиоэкологических исследований в различных биогеоценозах // Методы радиоэкологических исследований. М., 1971. С. 3-15.

16. *Большаков В.Н.* Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе производственного объединения «Маяк», организованной по решению Президиума Академии наук №1140-501 // Радиобиология. 1991. Т. 31. Вып. 3. С. 436-452.

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

18. *Алексахин Р.М.* У истоков отечественной радиоэкологии. К 100-летию со дня рождения В.М. Клечковского // Вестник Российской академии наук. 2001. Том 71. № 1. С. 63-70.

19. Радиационная авария на ПО «Маяк» 1957 г. // Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / *Р.М. Алексахин* [и др.]; под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. Гл. 2. С. 134-296.

20. Постановление Совета Министров от 31 июля 1970 г. № 625-195 «Об организации Всесоюзного научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии».

21. *Поликарпов Г.Г.* Радиоэкология морских организмов, М.: Атомиздат, 1964. 295 с.

22. *Тихомиров Ф.А.* Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М.: Атомиздат, 1972. 176 с.

23. *Куликов Н.В., Молчанова И.В.* Континентальная радиоэкология. М.: Наука, 1975. 184 с.

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

25. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.: «Экология», 1992. 400 с.

26. *Криволуцкий Д.А.* Радиоэкология сообществ наземных животных. М.: Энергоиздат, 1983. 87 с.

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

28. *Санжарова Н.И.* Перспективы развития радиоэкологических исследований – новые международные проекты // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Том 54. № 2. С. 2009-2014.

29. *Алексахин Р.М.* Радиоэкология и вопросы радиационной безопасности: современное состояние и актуальные задачи // Радиационная защита и радиационная безопасность в ядерных технологиях: сб. материалов X Российской научной конференции, 22-25 сентября 2015 г., Москва, Обнинск / Под общ. ред. Л.А. Большова. М.: ООО «САМ Полиграфист», 2015. 122-125 с.

ВОПРОСЫ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ. МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ

Влияние физико-химических характеристик почв на подвижность и биологическую доступность радионуклида ^{60}Co, а также на селективную сорбцию кобальта (II)

Анисимов В.С., Анисимова Л.Н., Фригидова Л.М., Кочетков И.В., Дикарев Д.В., Фригидов Р.А., Корнеев Ю.Н., Томсон А.В., Санжаров А.И.

Оценена способность почв ограничивать подвижность ^{60}Co в системе почва – растение (т.е. инактивирующая способность - ИСП). Для этого был проведен вегетационный эксперимент на 16-ти различных почвах, относящихся к разным климатическим зонам европейской части РФ. В качестве тест-растения использовался ячмень (*Hordeum vulgare* L.). Исследовано влияние основных почвенных характеристик на процесс накопления радионуклида растениями, оценен их вклад в ИСП и произведено ранжирование. Значения ИСП в отношении исследуемого радионуклида, выраженные в баллах, для каждой почвы были получены расчетным путем в виде суммы произведений вкладов соответствующих почвенных характеристик в варьирование результативного признака (КН ^{60}Co) на безразмерную величину, равную отношению разности конкретных и минимальных значений почвенных характеристик в выборке к размаху варьирования соответствующих переменных в выборке. Изучено сорбционное и ионообменное поведение Co(II) в системе «почва – равновесный раствор» как для различных почв и извлеченных из них илистых фракций, так и для илистых фракций, подвергнутых «мягкому» окислению с помощью H_2O_2 с целью удаления органического углерода. Определены соответствующие параметры ионообменной сорбции и коэффициенты селективности ионного обмена Co(II)/Ca с применением разных моделей. Установлено, что органическое вещество почв играет очень важную роль в проявлении селективности ионообменной сорбции Co(II) почвами и их илистыми фракциями. Доказательством служит резкое снижение (практически до 1) значений коэффициентов селективности обмена Co^{2+}/ Ca^{2+} после окисления илистой фракции H_2O_2.

^{60}Co, природный кобальт, почвы, формы нахождения, ионообменная сорбция, селективность, инактивирующая способность, ячмень, коэффициент накопления, регрессия

Агроэкосистемы являются важнейшим источником продовольствия и промышленного сырья. Оценку их устойчивости к воздействию техногенных поллютантов можно считать одной из фундаментальных проблем современного естествознания. В свою очередь, устойчивость агроэкосистем в значительной мере определяется биологическими особенностями растений и способностью почв инактивировать загрязняющие вещества (ЗВ), включая тяжелые металлы (ТМ). Этот термин в агроэкологическом аспекте обозначает, прежде всего, снижение подвижности ЗВ в системе почва-почвенный раствор-растение. Инактивирующая способность внешне проявляется как буферность почв по отношению к ЗВ.

Удачное определение буферной способности почв, которое отражает и способ ее определения, было приведено в работе Г.В. Мотузовой: «под буферностью системы соединений микроэлементов почвенного горизонта по отношению к любому химическому элементу понимается способность поддерживать уровень концентрации элемента в почвенном растворе данного горизонта на постоянном уровне при изменении поступления элемента извне» [1]. Следует отметить, что буферную способность почв можно оценить разными способами [2, 3].

Значительное повышение миграционной способности ЗВ в системе почва-почвенный раствор-растение можно рассматривать как симптом экологического неблагополучия, обусловленного превышением буферных возможностей почв и барьерных способностей растений. Это приводит к неконтролируемому поступлению ЗВ в ключевые компоненты агроэкосистем, и, соответственно,

переходу последних в неустойчивое состояние.

Следовательно, вопросы, связанные с влиянием почвенных свойств на миграционную способность радионуклидов и тяжелых металлов в сопредельные среды и в растительно-животные компоненты экосистем, имеют важное практическое значение. Соответственно, актуальным является поиск наиболее значимых физико-химических характеристик почв, оказывающих влияние на миграцию вышеуказанных поллютантов в системе почва-растение с целью совершенствования прогностических моделей их поведения.

Весьма интересным является метод оценки инактивирующей способности почв в отношении способности к миграции ТМ в системе «почва-растение», предложенный В.Б. Ильиным [4]. В основе его лежат принципы, заложенные Г.Я. Ринькисом в разработанной им системе оптимизации минерального питания растений [5]. В.Б. Ильиным с сотрудниками были отобраны данные об инактивирующем влиянии на тяжелые металлы (Zn, Cd, Pb, Cu, Co) гумуса, физической глины, полуторных оксидов, карбонатов и реакции среды. На базе их была разработана шкала буферности. В.Б. Ильин произвел ранжирование вышеуказанных показателей в соответствии с предложенной им шкалой буферности и рассчитал их вклад (в баллах) в формирование буферности почв в отношении ТМ с применением специальных поправочных коэффициентов относительно содержания гумуса [4].

В настоящем исследовании были применены идеи Ильина–Ринькиса для установления количественных связей между показателями, отражающими физико-химические свойства почв, и коэффициентом накопления (КН) ^{60}Co – показателем, отражающим биологическую доступность радионуклида. В качестве тест-культуры использовался ячмень. Однако, мы попытались установить соответствующие зависимости, исходя не из опытных данных, где экспериментаторами регулировались физические и химические характеристики почв, а на основании природного разнообразия физико-химических свойств различных почв Европейской части России. ^{60}Co является радиологически значимым долгоживущим β- и γ-излучающим радионуклидом с максимальной энергией β-излучения 1,33 МэВ и периодом полураспада $T_{1/2}$ = 5,272 года, контроль за содержанием которого в окружающей среде при радиоэкологическом мониторинге в местах расположения ядерных объектов, является обязательным.

В сорбцию ионов Co, поступающих в почвы из техногенных источников, вносят вклад компоненты твердой фазы, такие как гумусовые вещества, аморфные и окристаллизованные гидроксиды и оксиды Fe, Mn и Al, глинистые минералы, карбонаты [6-9].

Роль и значимость их зависят от почвы и прочности образуемых металлом связей. Кроме того, сорбция ТМ минералами высокоселективна и проявляется как эффект старения, приводящий со временем к уменьшению их растворимости [6, 8, 10]. Анализ относительной значимости минеральных и органических составляющих многофазных почвенных систем показывает, что к некоторым химическим элементам обладают значительно более высоким сродством гумусовые вещества, к другим - обычные силикаты или оксиды. Гуматные комплексы могут быть доминирующими формами, определяющими поведение ионов Co^{2+} в загрязненных почвах. В результате качественный состав и содержание гумуса оказываются важными факторами, влияющими на фракционированность и растворимость металла [11, 12].

Целью работы являлась оценка инактивирующей способности почв как важнейшего фактора их эколого-геохимической устойчивости по отношению к «природному» Co и представляющему радиологическую опасность в местах расположения ядерных объектов и изучение влияния органического вещества разных почв на показатели ионообменной сорбции Co(II).

Материалы и методы

Была составлена представительная выборка (из 16 различных почв, относящихся к разным климатическим зонам РФ), обеспечившая тем самым широкий диапазон варьирования изучаемых физико-химических показателей, и проведены модельные вегетационные опыты с внесением ^{60}Co.

Для экспериментальных исследований отобрали образцы из пахотных горизонтов следующих почв: дерново-подзолистой среднесуглинистой, Калужская обл.,

Боровский р-н, д. Кривское ($П^{д}$(К)); дерново-подзолистой супесчаной, Калужская обл., Жуковский р-н, д. Передоль ($П^{д}$(П)); дерново-подзолистой среднесуглинистой, Калужская обл., Жуковский р-н, с. Тарутино ($П^{д}$(Т)); дерново-подзолистой тяжелосуглинистой, Калужская обл., Малоярославецкий р-н, с. Недельное ($П^{д}$(Н)); дерново-подзолистой среднесуглинистой, Калужская обл., городской округ "город Калуга", д. Жерело ($П^{д}$(Ж)); чернозема выщелоченного, г. Курск ($Ч^{в}$(К)); чернозема оподзоленного, Тульская обл., г. Ефремов ($Ч^{о}$(Е)), светло-серой лесной почвы, д. Николаевка, Перемышльский р-н, Калужская обл., ($Л^{св}$(Н)); серой лесной почвы, с. Воротынск, Перемышльский р-н, Калужская обл., ($Л^{с}$(В)); чернозема выщелоченного, отобранного на различных по степени окультуренности полях в окрестностях г. Ельца Липецкой обл. ($Ч^{в}$(Ел)); чернозема типичного, окрестности г. Воронежа ($Ч^{т}$(В)); чернозема типичного, с. Рогачевка Воронежской обл. ($Ч^{т}$(Р)); чернозема обыкновенного в окрестности г. Ставрополя ($Ч^{о}$(Ст)); чернозема обыкновенного слитого солонцеватого глинистого на делювии майкопских глин, с. Дубовая Балка, Ставропольский край, Андроповский р-н ($Ч^{О}$(А)); чернозема выщелоченного, Ставропольский край, ст. Ессентукская ($Ч^{в}$(Ес)); дерново-карбонатной, г. Б. Седло, Ставропольский край, окрестности г. Кисловодска (ДК(Ки)) (гумусово-аккумулятивный горизонт).

Исследование проводилось на основе модельного вегетационного опыта, который предусматривал выращивание в контролируемых условиях двухнедельных растений ячменя сорта Зазерский-85 на почвах, загрязненных ^{60}Co. Уровни загрязнения выбирались с учетом возможностей используемых аналитических методов и надежного измерения радионуклидов в ограниченной биомассе 14-суточных растений. Условия проведения модельного опыта были следующими:

- Предварительная подготовка почв к эксперименту включала доведение их до воздушно-сухого состояния, просеивание через сито с диаметром отверстий 2 мм и определение исходных физико-химических характеристик.

– В различные почвы (всего 16 типов, видов и разновидностей) было внесено одинаковое количество радиоизотопа ^{60}Co (в пересчете на дату внесения – 150 кБк/кг). Для этого в просеянную через сито 2 мм воздушно-сухую почву добавляли деионизированную воду до влажности, соответствующей полной влагоемкости (ПВ), после чего в почву вносили растворы $^{60}CoCl_2$ с расчетной активностью при тщательном перемешивании образовавшейся суспензии. Общая масса почвенной суспензии затем подразделялась на части соответственно числу повторностей опыта, которые помещались в полиэтиленовые вегетационные сосуды. Сосуды с почвой выдерживали при комнатной температуре в течение месяца. В этот период они дважды увлажнялись дистиллированной водой до 60 % ПВ и подсушивались. Затем почву еще раз разминали, просеивали через 2-мм сито и отбирали из нее пробы для радиометрического анализа. Равномерность распределения ^{60}Co оценивалась по результатам γ- спектрометрического анализа образцов почв, подготовленных для разных вариантов опыта. Подготовленные таким образом образцы почвы в дальнейшем использовались для выращивания ячменя.

– В вегетационные сосуды было высеяно одинаковое количество семян тест-культуры – ячменя (*Hordeum vulgaris* L.). Перед посевом ячменя почва увлажнялась дистиллированной водой до 60 % от ПВ и высевали семена в количестве 15 штук на сосуд, содержавший 500 г воздушно-сухой почвы. Семена предварительно проращивались в течение двух дней на фильтровальной бумаге, смоченной дистиллированной водой.

– Растения выращивали в течение одинакового периода времени (14 дней) в одинаковых условиях (температура 18-20 °С, постоянная влажность почвы (60 % ПВ), освещенность 7000 Лк). Влажность контролировалась ежедневным взвешиванием сосудов. Полив проводили таким образом, чтобы избежать загрязнения растений почвенными частицами в результате разбрызгивания. Размещение поддонов с вегетационными сосудами меняли ежедневно по определенной схеме, чтобы обеспечить более равномерную освещенность растений. На пятнадцатые сутки растения срезали на высоте 0,5 см от поверхности почвы. При уборке регистрировались сырая, воздушно-сухая и абсолютно-сухая (после высушивания растительного материала при 105 °С в течение шести часов) массы. В почве и подготовленном к анализу

растительном материале определяли удельную активность ^{60}Co (в расчете на абсолютно-сухую массу). Повторность опытов трехкратная. Удельную активность ^{60}Co определяли гамма-спектрометрическим методом (спектрометр ГАММА–1П с полупроводниковым детектором из особо чистого германия с относительной эффективностью регистрации 35 %).

Биологическую доступность стабильного «природного» Co, представляющему собой совокупность 2-х стабильных изотопов (^{57}Co и ^{59}Co), и радионуклида ^{60}Co определяли с помощью коэффициентов накопления (***КН***) – отношения концентрации (удельной активности) металла в абсолютно-сухом растительном материале к его концентрации (удельной активности) в абсолютно-сухой почве.

Физико-химические показатели состояния почв, содержание подвижных, кислоторастворимых форм элементов (табл. 1) определялись общепринятыми методами [13-15]: $pH_{сол.}$; содержание фракции физической глины (<0,01 мм, %); железо подвижное (вытяжка Тамма); $P_2O_{5подв.}$, K_2O (для всех почв, включая дерново-подзолистые, – по Чирикову); содержание подвижных форм Co в почвах; содержание гумуса (по методу Тюрина); состав гумуса в щелочных вытяжках из минеральных почв по методу Кононовой – Бельчиковой, соотношение алифатических и ароматических частей органических молекул (E_4/E_6) в гуматах, полученных из щелочных вытяжек из минеральных почв [15, 16].

Таблица 1

Показатели, характеризующие химические и физические свойства почв

Шифр пробы	$C_{орг.}$ в почве, %	ЕКО, (смоль/кг)	K_2O подв., мг/кг	P_2O_5 подв., мг/кг	$CaCO_3$, %	$Fe_{подв.}$, мг/кг	pH(KCl)	C(ГК)/ C(ФК)	E_4/E_6	Фракция <0,01мм, %
$П^{Д}$(К)	0,77±0,02	10,1±0,2	77,5±5	59±1	0,12±0,02	2618±268	5,97±0,01	0,36	3,99±0,01	42,2
$П^{Д}$(Ж)	2,89±0,05	10,3±0,5	60,6±3,4	29±1	0,08±0,11	3322±28	4,77±0,01	0,46	4,93±0,15	34,5
$П^{Д}$(Т)	1,16±0,01	12,6±1,4	53,7±0,8	244±4	0,10±0,02	2608±230	5,19±0,05	0,71	5,14±0,01	38,9
$П^{Д}$(Н)	1,18±0,06	18,1±2,3	109±12	473±13	0,31±0,00	2495±7	5,90±0,01	0,55	4,30±0,20	47,2
$П^{Д}$(П)	0,85±0,02	6,8±0,3	74,1±1,7	97±3	0,08±0,02	1543±156	5,74±0,06	0,63	4,70±0,11	18,4
$Л^{СВ}$(Д)	2,19±0,19	19,8±1,9	93,4±3,3	199±23	0,18±0,03	6635±472	5,66±0,01	0,99	4,71±0,27	37,9
$Л^{С}$(В)	1,65±0,02	15,2±0,9	87±2	165±27	0,32±0,02	1840±33	7,55±0,01	1,24	3,82±0,09	36,6
$Ч^{О}$(Еф)	3,92±0,02	40,2±0,7	99,9±5,2	57±1	0,28±0,02	1435±131	5,03±0,01	2,05	4,17±0,00	62,3
$Ч^{В}$(Ел)	3,94±0,03	38,4±2,5	127±1	325±74	0,68±0,02	2250±93	6,80±0,01	1,67	3,64±0,01	59,8
$Ч^{О}$(Ст)	3,32±0,02	38,1±2,6	152±1	109±3	6,79±0,63	2558±13	7,16±0,01	1,58	4,23±0,01	60,9
$Ч^{Осл}$(А)	2,39±0,05	34,6±4,8	167±1	121±5	0,51±0,03	5973±45	7,27±0,01	1,43	3,74±0,02	81,6
$Ч^{В}$(Ес)	4,34±0,02	41,4±1,4	279±5	139±6	0,39±0,05	2120±95	6,42±0,02	1,42	3,72±0,02	80,7
$Ч^{Т}$(В)	4,29±0,04	47,3±0,1	155±1	202±21	0,14±0,01	2296±119	5,56±0,02	1,84	3,64±0,00	75,5
$Ч^{В}$(К)	2,98±0,11	41,2±0,2	91,9±12,3	164±4	0,13±0,05	621±5	6,01±0,10	0,81	3,66±0,02	48,1
$Ч^{Т}$(Р)	4,29±0,07	47,2±1,0	158±2	233±4	0,18±0,04	1731±65	6,05±0,05	3,60	3,62±0,02	72,5
ДК(Ки)	5,65±0,06	69,6±9,6	230±8	103±13	5,00±0,13	2990±75	7,02±0,01	0,86	4,45±0,02	51,8

Содержание кислоторастворимого (потенциально доступного растениям) и валового Co в почве определяли в соответствии [17] и [18]. Концентрацию Fe, Co в почвенных вытяжках определяли после соответствующей пробоподготовки оптическим эмиссионным методом (ИСП-ОЭ спектрометр Liberty II фирмы Varian) [17, 19]. Для изучения влияния органического вещества разных почв на показатели ионообменной сорбции металлов Co(II) в качестве объектов исследований были выбраны образцы пахотного горизонта двух дерново-подзолистых почв разного гранулометрического состава ($П^{Д}$(П)

и П^{Д}(К) и чернозема выщелоченного (Ч^{В}(К)). Изучали сорбцию металлов Co и Zn из равновесных водных растворов нативными почвами (фракция размером <0,25 мм), а также выделенными из почв илистыми фракциями (частицы <0,001 мм) до и после удаления органического вещества.

Емкость поглощения (емкость катионного обмена – ЕКО) почв и их илистых фракций определяли методом Бобко и Аскинази в модификации Грабарова и Уваровой [13].

Воздушно-сухую почву растирали и пропускали через сито с диаметром отверстий 0,25 мм. Для выделения илистой фракции, удаления органического вещества использовали методику, приведенную в работе [20].

Содержание органического углерода в почвах и илистых фракциях измеряли с помощью анализатора углерода модели АН-7529. Подвижный фосфор извлекали двукратной обработкой проб 0,2 М HCl при соотношении твердой и жидкой фазы 1:80. Массовую долю фосфора измеряли в объединенном экстракте.

Для определения коэффициентов селективности ионного обмена изучаемых металлов на Ca почвы и илистые фракции перед использованием в сорбционном эксперименте переводили в моноионную Ca-форму [21]. Далее, к навескам подготовленных образцов почв или илистых фракций массой 0,500 и 0,150 г, соответственно, приливали по 20 мл 0,01 М растворов (Ca+Me(II))$(NO_3)_2$, имеющих постоянную ионную силу (I = 0,03) при возрастающем соотношении Me/Ca (Me = Co или Zn). С целью определения параметров селективной адсорбции соответствующих ТМ при исчезающе низких (следовых) концентрациях их в уравновешивающих растворах использовался 0,01 М раствор $Ca(NO_3)_2$, содержащий радиоактивный изотоп ^{60}Co с удельной активностью 100 кБк/дм^3. В образцовом растворе радиоактивный изотоп ^{60}Co присутствовал в виде азотнокислой соли в смеси со стабильным изотопом (Co). После серии разбавлений концентрация стабильного изотопа Co в уравновешивающих растворах составила 2×10^{-7} М/дм^3. После встряхивания суспензии в течение 1 сут. жидкую фазу отделяли центрифугированием. Значения pH супернатантов варьировали в пределах 5,6-6,0. В полученных равновесных растворах измеряли концентрацию ТМ и Ca атомно-абсорбционным методом (спектрометр Varian, SpectrAA 250 Plus), удельную активность радионуклида ^{60}Co γ- спектрометрическим методом (спектрометр ГАММА–1П с полупроводниковым детектором из особо чистого германия с относительной эффективностью регистрации 35 %). Количество металла, поглощенное твердой фазой, находили по разности между добавленной и измеренной в равновесном растворе концентрацией:

$$C_S = \frac{(C_i - C_e)V}{M}, \qquad (1)$$

где: C_s – количество, сорбированное единицей массы почвы (мМ/кг); C_i и C_e – начальная и равновесная концентрация металла в растворе (мМ/дм^3), соответственно; V – объем равновесного раствора (дм^3); M – воздушно-сухая масса почвы (кг).

Экспериментальные данные обрабатывались методом регрессионного анализа с целью определения параметров моделей сорбции Ленгмюра и Фрейндлиха, отражающих связь между растворенной и адсорбированной твердой фазой формой металла [22, 23].

Для описания связи между растворенным и сорбированным твердой фазой количеством элемента наиболее часто используют модели сорбции Ленгмюра и Фрейндлиха [6, 22, 24-27]. Классическое уравнение изотермы сорбции Ленгмюра в линейной форме имеет вид:

$$\frac{C}{q} = \frac{C}{Q_{max}\frac{1}{k_L Q_{max}}}, \qquad (2)$$

где: q – количество ионов, сорбированное единицей массы адсорбента (мМ/кг); Q_{max} – максимальная сорбция ионов на единицу массы сорбента (мМ/кг); C – равновесная концентрация ионов в растворе (мМ/дм^3); k_L – показатель сродства (коэффициент Ленгмюра), характеризующий связующую силу сорбционных центров в отношении рассматриваемого иона (дм^3/мМ).

Изотерма сорбции Фрейндлиха применяется к более широкому диапазону концентраций ТМ и в линеаризованном виде описывается выражением:

$$\log q = \log k_F + n_F \log C, \qquad (3)$$

где: k_F – коэффициент Фрейндлиха (дм^3/кг), являющийся мерой сорбционной способности ионов; n_F – безразмерный

параметр, отражающий гетерогенность сорбционной поверхности.

С целью установления коэффициентов селективности для реакции катионного обмена $Me^{2+} + CaX = Ca^{2+} + MeX$ и оценки неоднородности сорбирующей поверхности разных почв для обработки экспериментальных данных была использована модель полифункционального ионообменника (МПИ), базирующаяся на уравнениях закона действующих масс (ЗДМ) [28, 29]. Она часто используется при описании сорбционного поведения различных ионов и большого числа сорбентов. Если система включает лишь два типа мест сорбции, низкоселективные (l) и высокоселективные (h), выражение для расчета усредненного коэффициента селективности K в случае равновалентного ионного обмена может быть записано в виде [29]:

$$K = \frac{K_l Q_l + K_h Q_h + K_h K_l Q\left(\frac{c_B}{c_A}\right)}{Q + (K_l Q_h + K_h Q_l)\left(\frac{c_B}{c_A}\right)}, \qquad (4)$$

где: c_B/c_A – отношение концентраций (активностей) ионов A и B в растворе, $Q = Q_l + Q_h$ – суммарная емкость катионного обмена для низко- и высокоселективных участков. Подбор параметров модели проводили методом последовательных итераций, используя в качестве критерия минимизацию ошибки $E=\Sigma[K_c(\text{расч}) - K_c(\text{измерен})]^2$. Более подробное описание моделей и возможность их использования для обработки результатов сорбционных экспериментов рассмотрены в работе [21]. Сорбционные эксперименты выполнялись в двукратной повторности.

Математическая обработка экспериментальных данных осуществлялась с помощью программ MS Excel и Statistica 6.

Результаты и их обсуждение

Определение вклада физико-химических характеристик в регулирование подвижности ^{60}Co в системе почва-растение. В радиоэкологии основополагающей является концепция, утверждающая прямо пропорциональную зависимость между удельной активностью радионуклидов в растениях ($A_{раст.}$) и в почве ($A_{почва}$) в очень широком диапазоне уровней радиоактивного загрязнения [30, 31]:

$$A_{раст.} = КН \times A_{почва} \qquad (5)$$

Коэффициент пропорциональности *КН* является функцией как различных свойств почв (кислотности, дисперсности, содержания гумуса, содержания в доступных растениям формах микро- или макроколичеств изотопных и неизотопных носителей и т.д.), так и индивидуальных особенностей растений. Его принято называть «коэффициентом накопления радионуклида – (КН)». Подобное соотношение возможно ввиду чрезвычайно низких (ультрамикроконцентрациях) ионов ^{60}Co(II)+Co(II) в почве. Кроме того, значительная часть стабильного кобальта в почвах зафиксирована в недоступном растениям состоянии, а потенциально доступные его количества (извлекаемые с помощью 1 М HCl вытяжки) составляют в среднем всего лишь около 35 % от валового количества (табл. 2).

При этом, одновременное действие большого числа взаимосвязанных и независимых факторов как на эдафическом, так и на биологическом уровнях оказывает влияние на поглощение радионуклида. Это проявляется в виде вариабельности значений КН для разных почв и видов растений. Естественно, что свойства почв и видовые особенности растений оказывают модифицирующее воздействие на значение КН. Для выяснения роли эдафических факторов в регулировании накопления ^{60}Co растениями был выбран ряд показателей, характеризующих состояние почв (табл. 1). Результаты, приведенные в таблице 1, показывают, что разброс значений физических и химических показателей состояния, установленных с использованием общепринятых методик [13-15], для исследуемых почв весьма значителен.

Таблица 2

Удельные активности, концентрации и коэффициенты накопления ^{60}Co ячменем
(среднее ± стандартное отклонение, n=3)

Шифр пробы	Co (валовый), мг/кг	Co (вытяжка 1M HCl), мг/кг	Удельная активность ^{60}Co, кБк/кг		КН (^{60}Co)
			Почвы	Растения	-
П^{Д}(К)	12,15±1,78	3,23±0,09	137,0±5,4	10,93±3,93	0,079±0,026
П^{Д}(Ж)	16,30±0,37	3,10±0,06	141,7±5,7	9,37±1,72	0,066±0,015
П^{Д}(Т)	16,08±0,63	3,67±0,08	140,1±1,7	12,59±11,56	0,089±0,081
П^{Д}(Н)	12,37±0,22	3,55±0,09	139,0±1,7	2,60±0,13	0,019±0,001
П^{Д}(П)	8,18±0,23	2,08±0,00	152,6±0,8	50,27±8,68	0,330±0,059
Л^{СВ}(Д)	13,45±0,83	5,14±0,49	140,3±11,8	4,60±2,98	0,034±0,024
Л^{С}(В)	10,18±0,09	3,46±0,02	141,1±3,4	5,04±5,11	0,036±0,037
Ч^{О}(Еф)	13,00±1,28	5,16±0,20	151,0±4,6	3,65±0,21	0,024±0,002
Ч^{В}(Ел)	14,74±1,65	5,37±0,04	159,6±15,7	2,05±0,35	0,013±0,003
Ч^{О}(Ст)	13,17±0,14	5,58±0,10	150,5±7,8	2,00±0,71	0,013±0,005
Ч^{Осл}(А)	17,75±0,24	7,74±0,14	141,9±0,5	2,00±0,71	0,014±0,005
Ч^{В}(Ес)	9,16±0,21	3,83±0,11	149,5±4,4	2,25±0,35	0,015±0,002
Ч^{Т}(В)	17,60±0,62	5,75±0,00	165,4±19,9	2,00±0,00	0,012±0,001
Ч^{В}(К)	11,93±0,21	4,01±0,03	149,5±9,7	1,87±0,89	0,013±0,007
Ч^{Т}(Р)	14,17±0,17	5,88±0,01	151,3±5,8	1,75±0,35	0,012±0,002
ДК(Ки)	11,92±0,82	4,57±0,14	154,0±0,7	1,40±0,14	0,009±0,001

При выборе показателей в расчет были приняты следующие рассуждения:

– практически все физико-химические процессы в почвах на границе раздела твердой и жидкой фаз сосредоточены в пределах фракции физической глины. Это относится и к ионам исследуемого радионуклида – ^{60}Co;

– содержание и качественный состав органического вещества почв непосредственно связаны со способностью последних ингибировать мобильность ТМ;

– подвижные соединения Fe и Mn также, как и органические вещества, являются природным концентраторами ионов ТМ (включая исследуемый радионуклид);

– кислотность почвы оказывает сильное воздействие на подвижность ТМ. Она обусловлена качественным и количественным соотношением присутствующих в ППК катионов H^+, Al^{3+}, с одной стороны, и катионов оснований, с другой стороны, характеризуется pH солевой вытяжки (или обменной кислотностью), гидролитической кислотностью;

– содержащиеся в почвах свободные карбонаты (в основном кальция и магния), а также фосфаты традиционно считаются одним из ключевых факторов в регулировании миграционной способности ТМ и радионуклидов;

– в системе почва-растение как в процессах сорбции-десорбции в почвах, так и корневого поглощения присутствует прямая конкуренция между внесенным в почву ^{60}Co и природным кобальтом. Однако, в ходе специальных экспериментов нами было установлено, что даже в центрифужном почвенном растворе, извлеченном из нативной дерново-подзолистой почвы после инкубации ее в течение месяца при W=60 % ПВ, концентрация стабильного Co не превышала 0,2 μM. Поэтому ожидать существенного вклада стабильного кобальта в миграцию его радиоактивного аналога в системе почва – растение не следует.

Тем не менее, показатель «содержание подвижного кислоторастворимого (потенциально доступного растениям) Co в почве» (табл. 2) был включен в исходную матрицу в качестве независимой переменной. К сожалению, не удалось получить достоверных данных по содержанию в почвах доступных растениям форм стабильного кобальта из-за чрезвычайно низких концентраций и

высокой вариабельности его в вытяжках 1 М CH_3COONH_4 (pH 4,8).

Поскольку присутствующие в почвах элементы питания (NPK) влияют на физиологическое состояние растений и, соответственно, на процесс корневого поглощения Co, в перечень независимых показателей были включены содержания подвижных P и K в почвах. При этом, как было отмечено ранее, содержащиеся в почвах свободные фосфаты целесообразно рассматривать все-таки в качестве эдафического фактора, поскольку они образуют с ионами кобальта нерастворимые соединения [32]. Роль азотного питания в регулировании корневого поглощения Co сводится к вторичному эффекту «разбавления» при больших дозах азотных удобрений [33]. Поскольку в данном исследовании подобные варианты не рассматривались, содержание азота в почвах было исключено из перечня показателей, регулирующих поступление Co в растения.

Далее, с использованием показателей, характеризующих свойства почв в качестве входных переменных, была проведена параметризация регрессионных моделей, связывающих эти показатели с доступностью растениям ^{60}Co для разных почв, а также произведено их ранжирование по степени вклада в инактивирующую способность почв в отношении радионуклида.

Для этого производилась многоэтапная процедура. Поскольку все определенные физико-химические показатели состояния почв (наблюдаемые или входные переменные) измерялись в разных единицах, они были подвергнуты процедуре стандартизации [34, 35]. Данная процедура включена в пакеты статистической обработки данных, такие как Statistica и др. Затем с помощью факторного анализа (метода главных компонент) количество входных переменных было редуцировано: взаимозависимые переменные были представлены в виде ортогональных факторов, представляющих собой их линейные комбинации.

Для этого на основании критерия «каменистой» осыпи Кэттеля [36] были выбраны 5 факторов с собственными значениями (вкладом в общую дисперсию), превышающими 0,5. В дальнейшем использовался метод главных компонент именно для этих 5-ти факторов. Были получены собственные значения и матрица факторных нагрузок (корреляций выделенных факторов) с независимыми переменными. Матрица была подвергнута вращению на 45° по методу «варимакс» с целью получения более понятной или «интерпретируемой» матрицы факторных нагрузок (табл. 3).

Из таблицы 3 следует, что новая стандартизованная переменная, обозначенная как *Фактор 1*, сильно коррелирует с 3-мя исходными переменными: $C_{орг.}$ *в почве, %, С ГК/С ФК* и *Фракция <0,01 мм, %* (коэффициент множественной корреляции $R=0,98$, коэффициент детерминации $R^2=0,96$, $F(3,12)=95,6$, $p=0$; *частный* $r^2_{Cорг.} = 0,61$; *частный* $r^2_{СГК/СФК} = 0,69$; *частный* $r^2_{Фр<0,01} = 0,64$):

$$Фактор1 = f\,(C_{орг.}, C(ГК)/C(ФК), Фракция <0,01\,мм) = (0,33\pm0,08)\times C_{орг.} + (0,41\pm0,08)\times C\,ГК/C\,ФК + (0,39\pm0,08)\times Фр.\ <0,01\,мм \qquad (6)$$

Таблица 3

Факторные нагрузки при вращении варимакс исходных данных*

	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3	Фактор 4	Фактор 5
$C_{орг.}$ в почве, %	**0,81**	-0,04	-0,13	-0,11	0,42
$P_2O_{5\ подв.}$ мг/1000 г.п.	0,02	0,06	**0,99**	-0,02	-0,09
$CaCO_3$, %	0,06	0,17	-0,11	0,02	**0,95**
$Fe_{подв.}$, мг/кг	-0,04	-0,00	-0,02	**0,99**	0,01
pH(KCl)	0,06	**0,89**	0,06	0,10	0,39
C(ГК)/C(ФК)	**0,85**	0,08	0,10	-0,13	-0,05
E4/E6	-0,58	**-0,70**	-0,05	0,25	0,25
Фракция <0,01 мм	**0,87**	0,30	0,04	0,14	-0,01
Общ.дис.	2,49	1,41	1,03	1,11	1,32
Доля общ	0,31	0,18	0,13	0,14	0,16

** – жирным шрифтом отмечены нагрузки >0,7; 18 наблюдений*

Новая переменная (обозначенная как *Фактор 2*) сильно коррелирует с 2-мя исходными переменными: *pH(KCl)* и E_4/E_6 (коэффициент множественной корреляции $R=0,93$, коэффициент детерминации $R^2=0,87$, $F(2,13)=45,0$, $p=0$; *частный* $r^2_{pH(KCl)} = 0,75$; *частный* $r^2_{E4/E6} = 0,41$:

$$Фактор\ 2 = f\,(pH(KCl), E_4/E_6) = \\ =(0,72\pm0,11)\times pH(KCl)-(0,34\pm0,11)\times E_4/E_6 \qquad (7)$$

Остальные представленные факторы (3-5) сильно коррелируют только с одной переменной каждый (соответственно, с $P_2O_{5\ подв.}$, $Fe_{подв.}$ и $CaCO_3$). В дальнейшем во множественном регрессионном анализе вместо них были использованы значения самих стандартизованных переменных.

В итоге мы имеем дело с 5-ю независимыми (ортогональными) переменными, две из которых являются сложными. Таким образом, зависимая переменная КН ^{60}Co является функцией от переменных, которые можно рассматривать в качестве независимых при расчете множественной корреляции между физико-химическими показателями состояния почв и КН ^{60}Co.

Теперь, после устранения неортогональности исходных переменных (объединения взаимозависимых переменных) можно приступить к оценке влияния физико-химических свойств почв (выраженных через показатели состояния) на биологическую доступность ^{60}Co.

Суть методики заключалась в оценке вклада отдельных характеристик почвенного состояния, играющих наиболее важную роль в регулировании подвижности (и биологической доступности) радионуклидов с использованием метода пошагового множественного регрессионного анализа.

При этом была использована линейная модель, связывающая между собой независимые и зависимую (КН ^{60}Co) переменные:

$$Y = b_0+b_1\times X_1+...+b_n\times X_n \qquad (8)$$

Результаты регрессионного анализа представлены в таблице 4.

При обработке данных была произведена выбраковка сомнительного значения КН ^{60}Co, соответствующего дерново-подзолистой супесчаной почве – $П^{Д}(П)$. Поскольку $n\geqslant10$, использовалось «трех сигм»: если $x_{экстр}$ лежит вне области, оно может быть правило отброшено как выброс (среднее значение и стандартное отклонение рассчитываются без учета $x_{экстр}$).

Квадрат множественного коэффициента корреляции (коэффициент детерминации) составляет 0,73. Таким образом, с помощью выбранных модели и набора переменных можно объяснить 73 % вариабельности результативного признака. Следует отметить, что подход, использованный при оценке результатов регрессии, был неформальным. Он заключался в учете вклада всех независимых переменных в варьирование результативного признака вне зависимости от величин их доверительных вероятностей (табл. 4). Его можно считать экспертным, поскольку учитываются лишь величины вкладов независимых переменных, но не их доверительные вероятности.

Таблица 4

Итоги множественного регрессионного анализа
(зависимая переменная – КН ^{60}Co ($R=0,86$; $R^2=0,73$; $F(7,7)=2,76$, $p<0,102$)

	БЕТА	Станд. ош. БЕТА	B	Станд. ош. B	t(7)	p-уров.
Св.член			0,033	0,005	6,42	0,000
$Co_{кисл.}$, мг/кг	-0,036	0,642	-0,001	0,019	-0,06	0,956
$P_2O_{5\ подв.}$ мг/кг	-0,311	0,215	-0,008	0,006	-1,45	0,192
$K_2O_{подв.}$ мг/кг	-0,112	0,471	-0,003	0,012	-0,24	0,818
$CaCO_3$, %	-0,273	0,316	-0,007	0,008	-0,87	0,416
Fe, мг/кг	0,000	0,421	0,000	0,011	0,00	1,000
Фактор 1	-0,576	0,745	-0,016	0,021	-0,77	0,465
Фактор 2	-0,308	0,350	-0,008	0,009	-0,88	0,409

В таблице 4 приведены коэффициенты *B* регрессионного уравнения (8). Если их подставить в формулу (8), то получим линейное регрессионное уравнение, связывающее физико-химические показатели состояния почв с накоплением ^{60}Co в вегетативной массе ячменя:

$$КН\,^{60}Co = (0{,}033\pm0{,}005) - (0{,}016\pm0{,}021)\times Фактор1 - (0{,}008\pm0{,}009)\times Фактор - (0{,}008\pm0{,}006)\times P_2O_{5\,подв} - (0{,}007\pm0{,}008)\times CaCO_3 - 0{,}003\pm0{,}012)\times K_2O_{подв} - (0{,}001\pm0{,}019)\times Co_{кисл} \quad (9)$$

В результате анализа полученных данных установлено, что наибольший вклад в варьирование результативного признака (КН ^{60}Co) вносит показатель «содержание подвижного фосфора» (частный r^2_P = 0,23), далее, в порядке убывания следуют: группа показателей, объединенных под названием фактор 2 (частный $r^2_{факт.2}$ = 0,099), содержание свободных карбонатов (частный r^2_{CaCO3} = 0,097), группа показателей, объединенных под названием фактор 1 (частный $r^2_{факт.1}$ = 0,079), содержание подвижного калия (частный r^2_K = 0,008).

Показатели «содержание подвижного железа и стабильного кобальта» практически не оказывают влияния на варьирование результативного признака: частные r^2_{Fe}, $r^2_{Co} \to 0$. Напомним, что квадрат частной корреляции между конкретной независимой переменной и результативным признаком (зависимой переменной), представляет собой долю остаточной дисперсии последнего после корректировки его значений относительно других независимых переменных.

Таким образом, содержание подвижного фосфора, кислотность почв + соотношение алифатических и ароматических частей органических молекул в гуматах и содержание свободных карбонатов оказывают наибольшее влияние на снижение величины КН ^{60}Co. Количественный и качественный состав органического вещества почв и их гранулометрический состав оказывают менее значимое воздействие на корневое поглощение ^{60}Co, а подвижный калий, присутствующий в почвах, - слабое. В то же время содержание кислоторастворимого стабильного кобальта и подвижного железа не влияют на корневое поглощение ^{60}Co. Все вышеперечисленные показатели связаны с зависимой переменной обратно пропорциональной зависимостью.

Полученные результаты позволяют ранжировать выбранные физико-химические показатели состояния почв по степени влияния на величину коэффициента накопления ^{60}Co ячменем: содержание подвижного фосфора > кислотность почв + соотношение алифатических и ароматических частей органических молекул в гуматах > свободные карбонаты (кальция и магния) > количественный и качественный состав органического вещества почв и их гранулометрический состав > подвижный калий (рис. 1).

Общий их вклад в варьирование КН ^{60}Co составляет 51 %. Вклад неучтенных факторов в варьирование КН ^{60}Co равен 27 %. Оставшиеся 22 % можно интерпретировать взаимодействием исследуемых эдафических факторов.

На рисунке 2 показана диаграмма рассеяния предсказанных и наблюдаемых значений зависимой переменной – КН ^{60}Co. Как видно из этого рисунка, 60 % экспериментально установленных значений зависимой переменной укладываются в диапазон вдоль линии регрессии, соответствующий 95 %-й доверительной вероятности. При расширении соответствующего диапазона до уровня доверительной вероятности 99 % в него попадает уже 80 % экспериментальных точек.

Проверку адекватности предложенной линейной регрессионной модели экспериментальным данным проводили визуально с помощью построения нормального вероятностного графика остатков. В нашем случае распределение остатков (разности между экспериментальными и полученными при помощи уравнения регрессии значениями зависимой переменной) хорошо укладывалось на прямую линию, что свидетельствует о нормальном распределении остатков и линейности связи между независимыми и зависимой переменными.

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют о корректности и приемлемости предложенного подхода, включающего изначальный выбор показателей состояния почв, проведение факторного и множественного регрессионного анализов для выяснения влияния почвенных характеристик на подвижность ^{60}Co в системе почва-растение.

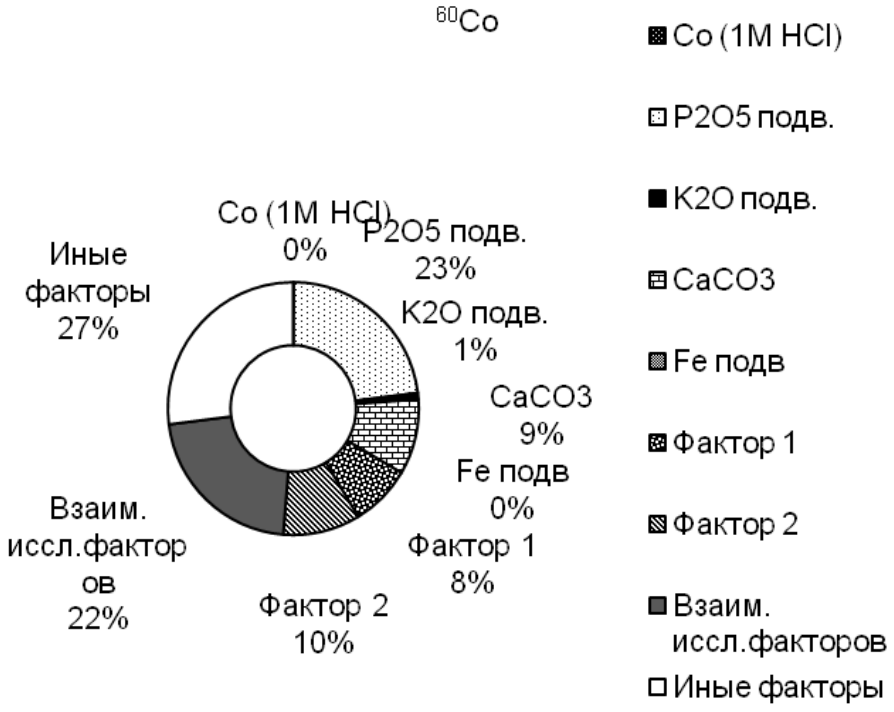


Рисунок 1 – Вклад эдафических факторов в вариабельность результативного признака – КН ^{60}Co

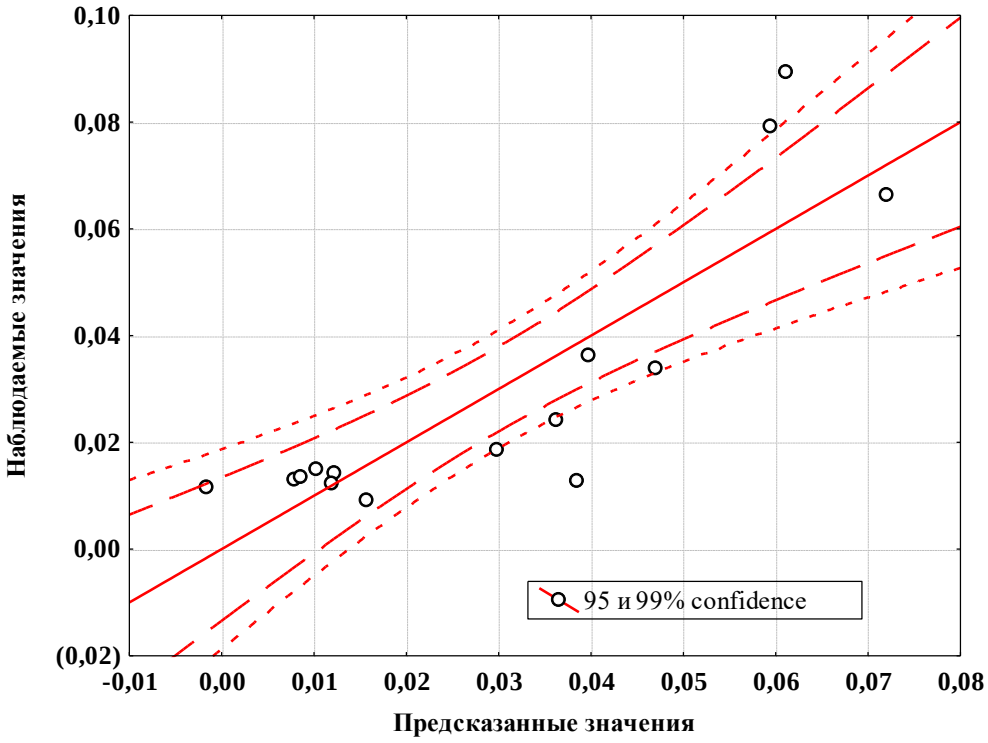


Рисунок 2 – Результаты множественного регрессионного анализа для зависимой переменной (КН ^{60}Co) - наблюдаемые и предсказанные моделью данные

Как и ожидалось, влияние природного Co (присутствующего в подвижной кислоторастворимой форме) на снижение корневого поглощения ^{60}Co в результате конкурентного взаимодействия соответствующих ионов в системе почва – растение не выявлено. Однако, отсутствие связи между корневым поглощением тест-растениями ^{60}Co и содержанием в почвах подвижного железа вызывает вопросы, которые требуют прояснения, в том числе и с помощью дополнительных экспериментов на большей по объему выборке почв в более широком диапазоне изменения их кислотности и гранулометрического состава.

Определение инактивирующей способности (буферности) почв в отношении ^{60}Co с использованием тест-растений. Исходя из подхода, представленного выше и позволяющего оценить вклад различных эдафических факторов в миграционную способность ^{60}Co в системе почва – растение с использованием тест-растений, легко оценить и сравнить инактивирующую способность исследованных почв (*ИСП*) в отношении данного радионуклида. Для этого можно воспользоваться формулой:

$$\text{ИСП}_i = \sum_{j=1}^{m}\left(Q_i \times \frac{X_{i,j}-X_{i,min}}{X_{i,max}-X_{i,min}}\right), \quad (10)$$

где: $ИСП_i$ – инактивирующая способность i-ой почвы в отношении изучаемого радионуклида, Q_j – вклад соответствующего эдафического фактора (почвенной характеристики, X_i: $C_{ор.}$, $P_2O_{5\,подв}$ и др.) в варьирование результативного признака (*КН* ^{60}Co), выраженный через частный коэффициент детерминации, r^2_j (см. выше). Вклад каждой из взаимосвязанных между собой переменных ($C_{орг.}$, *С(ГК)/С(ФК), Фракция <0,01 мм,* а также *pH(KCl)* и E_4/E_6) в варьирование результативного признака должен помимо вклада соответствующего функционала (частного $r^2_{факт.1}$ или $r^2_{факт.2}$) также учитывать вклад каждого из вышеуказанных показателей в варьирование самих функционалов, т.е., *частных* $r^2_{Сорг} = 0{,}61$, $r^2_{СГК/СФК} = 0{,}69$, $r^2_{Фр<0.01} = 0{,}64$ и *частных* $r^2_{pH(KCl)} = 0{,}75$, $r^2_{E4/E6} = 0{,}41$. Достигается это путем перемножения значений вкладов соответствующих факторов (Ф1, Ф2) в варьирование *КН* ^{60}Co и вкладов соответствующих переменных в варьирование Ф1 и Ф2. Знак вклада соответствующего показателя (эдафического фактора) в $ИСП_i$ определяется знаком соответствующего частного коэффициента корреляции: при отрицательном значении r_j, Q_j будет положительным, и наоборот.

Значения соответствующих величин Q_j, а также рассчитанные в долях единицы значения $ИСП_i$ приведены в таблице 5.

Как и ожидалось, для черноземов величины $ИСП_i$ оказались выше, чем для дерново-подзолистых и серых лесных почв. Однако ввиду того, что определяющим фактором в ограничении перехода ^{60}Co в растения оказалось содержание в почвах подвижного фосфора, а вовсе не количественный и качественный состав органического вещества и степень дисперсности минеральных частиц, то эти расхождения оказались не столь существенными, как ожидалось.

Влияние органического вещества на параметры селективной сорбции Co (II) почвами и их илистыми фракциями. Гранулометрический состав почв, определенный по методу Н.А. Качинского [13, 37], приведен в таблице 6. Емкость поглощения илистых фракций почв как до, так и после обработки H_2O_2 существенно выше емкости поглощения нативных почв, причем в данном случае отмечаются те же закономерности, что и для почв. Содержание $C_{орг.}$ в илистой фракции супесчаной и среднесуглинистой подзолистых почв близко (3,29 и 3,96 % соответственно), но почти в 2 раза ниже, чем в илистой фракции чернозема (6,59 %). Обработка илистых фракций почв 10 % H_2O_2 приводит к тому, что емкость поглощения снижается примерно в 1,2 раза в случае подзолистых почв и в 1,7 раза для чернозема. Следовательно, органическое вещество в значительно большей степени влияет на емкость поглощения чернозема, чем дерново-подзолистых почв. Обращает на себя внимание факт существенного возрастания количества подвижного фосфора, извлекаемого 0,2 н. HCl из всех илистых фракций после обработки H_2O_2, и особенно из дерново-подзолистой супесчаной почвы. Возможными источниками повышенного содержания подвижного фосфора в илистых фракциях после обработки являются либо фосфорорганические соединения, либо фосфаты, окклюдированные органическим веществом, которое препятствует растворению их 0,2 н. HCl в нативных почвах и коллоидных фракциях.

Таблица 5

Показатели, характеризующие ИСП исследуемых почв

	$C_{орг.}$ в почве, %	K_2O подв., мг/кг	P_2O_5 подв., мг/кг	$CaCO_3$, %	Fe подв., мг/кг	pH(KCl)	C(ГК)/ C(ФК)	E4/E6	Фракция <0,01мм, %	Co (1M HCl), мг/кг	*ИСП$_i$*
Q_j	0,048	0,008	0,230	0,097	0,000	0,075	0,054	-0,041	0,050	0,000	
Почвы:											
$П^{Д}$(К)	0,00	0,13	0,07	0,01	0,33	0,43	0,00	0,24	0,38	0,20	**5,9**
$П^{Д}$(Ж)	0,43	0,04	0,00	0,00	0,45	0,00	0,03	0,86	0,25	0,18	**0,1**
$П^{Д}$(Т)	0,08	0,00	0,48	0,00	0,33	0,15	0,11	1,00	0,32	0,28	**10,9**
$П^{Д}$(Н)	0,08	0,31	1,00	0,03	0,31	0,41	0,06	0,45	0,46	0,26	**27,8**
$П^{Д}$(П)	0,02	0,12	0,15	0,00	0,15	0,35	0,08	0,71	0,00	0,00	**3,9**
$Л^{СВ}$(Д)	0,29	0,23	0,38	0,01	1,00	0,32	0,19	0,72	0,31	0,54	**12,6**
$Л^{С}$(В)	0,18	0,19	0,31	0,04	0,20	1,00	0,27	0,13	0,29	0,24	**18,3**
$Ч^{О}$(Еф)	0,65	0,26	0,06	0,03	0,14	0,09	0,52	0,36	0,69	0,54	**10,6**
$Ч^{В}$(Ел)	0,65	0,42	0,67	0,09	0,27	0,73	0,40	0,01	0,66	0,58	**30,6**
$Ч^{О}$(Ст)	0,52	0,56	0,18	1,00	0,32	0,86	0,38	0,40	0,67	0,62	**27,0**
$Ч^{Осл}$(А)	0,33	0,64	0,21	0,06	0,89	0,90	0,33	0,08	1,00	1,00	**20,8**
$Ч^{В}$(Ес)	0,73	1,28	0,25	0,05	0,25	0,59	0,33	0,07	0,99	0,31	**21,6**
$Ч^{Т}$(В)	0,72	0,57	0,39	0,01	0,28	0,28	0,46	0,01	0,90	0,65	**22,1**
$Ч^{В}$(К)	0,45	0,22	0,30	0,01	0,00	0,45	0,14	0,03	0,47	0,34	**15,8**
$Ч^{Т}$(Р)	0,72	0,59	0,46	0,01	0,18	0,46	1,00	0,00	0,86	0,67	**27,8**
ДК(Ки)	1,00	1,00	0,17	0,73	0,39	0,81	0,15	0,55	0,53	0,44	**23,9**
X_{min}	0,77	53,70	29,00	0,08	621	4,77	0,36	3,62	18,40	2,08	
X_{max}	5,65	230,00	473,00	6,79	6635	7,55	3,60	5,14	81,60	7,74	

Таблица 6

Гранулометрический состав исследованных почв

Показатель	Дерново-подзолистая среднесуглинистая	Дерново-подзолистая супесчаная	Чернозем выщелоченный
Массовая доля фракции (мм) в почве, %			
1-0,25	4,70	35,08	0,77
0,25-0,05	5,44	15,64	0,47
0,05-0,01	53,96	30,88	50,62
0,01-0,005	9,74	5,20	10,67
0,005-0,001	9,35	7,30	8,52
<0,001	17,22	5,89	28,95
Физический песок (>0,01 мм)	64,09	81,61	51,86
Физическая глина (<0,01 мм)	36,31	18,39	48,14

ЕКО почв и их илистых фракций до и после озоления 10 %-м раствором H_2O_2, содержание органического углерода и подвижного фосфора приведены в таблице 7. Емкость поглощения почв закономерно возрастает в ряду дерново-подзолистая супесчаная <дерново-подзолистая среднесуглинистая <чернозем выщелоченный среднесуглинистый.

Таблица 7

Содержание $C_{орг.}$, (%), подвижного фосфора и значения емкости катионного обмена (ЕКО) исследованных почв и илистой фракции

Почва	Фракция, мм	$C_{орг}$, %	ЕКО, мг-экв/кг	$P_2O_{5подв}$, %
Дерново-подзолистая супесчаная	<0,25	0,85±0,01	68,05±2,82	0,031±0,003
	<0,001	3,29±0,03	406,3±15,9	0,103±0,009
	<0,001 (H_2O_2)	0,73±0,01	334,9±6,6	0,569±0,03
Дерново-подзолистая среднесуглинистая	<0,25	0,84±0,01	101,1±1,8	0,015±0,001
	<0,001	3,96±0,03	502,3±0,9	0,197±0,003
	<0,001 (H_2O_2)	1,67±0,01	402,9±1,1	0,459±0,02
Чернозем выщелоченный	<0,25	3,54±0,02	312,3±0,2	0,028±0,001
	<0,001	6,59±0,10	740,2±19,0	0,021±0,000
	<0,001 (H_2O_2)	1,38±0,02	437,8±21,2	0,251±0,02

Содержание органического углерода $C_{орг}$ в двух дерново-подзолистых почвах разного гранулометрического состава практически одинаково и существенно (в 4 раза) ниже, чем в черноземе. Содержание подвижного фосфора в почвах заметно не различается.

Показатели селективной сорбции Со нативными почвами и их илистыми фракциями до и после удаления органического вещества. Графическое изображение зависимости, отражающей связь между растворенным и сорбированным твердой фазой количеством Со, имеет вид, типичный для изотерм сорбции элементов из водных растворов – с ростом концентрации свободного металла его поглощение уменьшается. Для нативных почв и выделенных из них илистых фракций кривые могут быть подразделены на две части. Одна – с большим угловым коэффициентом в диапазоне относительно низких концентраций металла, другая – более пологая часть кривой в области высоких нагрузок на сорбент. Подобный характер зависимостей обычно связывают с энергетической неоднородностью активных центров на сорбирующей поверхности и часто используют для обоснования различий взаимодействия сорбтива и сорбента при возрастающей нагрузке. Правомочность разбиения основывается на более высоких коэффициентах корреляции для отдельных частей, чем для изотермы сорбции в целом. После обработки илистых фракций пероксидом водорода с целью удаления органического вещества характер кривых заметно изменяется, указывая, что поверхность сорбции приобретает более однородный характер.

Результаты применения уравнений изотерм сорбции Ленгмюра и Фрейндлиха для обработки экспериментальных данных суммированы в таблице 8. Их анализ показывает, что поглотительная способность в отношении рассматриваемых металлов дерново-подзолистой средне-суглинистой почвы в 2 раза, а чернозема выщелоченного – в 6 раз выше, чем дерново-подзолистой супесчаной почвы. При этом способность разных почв связывать и прочно удерживать ионы металлов определяется, главным образом, содержанием в конкретной почве илистой фракции, характеризующейся не только более развитой поверхностью, но и более высоким содержанием вторичных глинистых минералов и гумусовых веществ.

Для илистых фракций, выделенных из рассматриваемых почв, величина максимальной сорбции Q_{max} в модели Ленгмюра и коэффициента k_F в модели Фрейндлиха (связанного с коэффициентом межфазного распределения k_d), соответственно, в 2-13 и 3-25 раз выше соответствующих значений этих показателей в нативных почвах. В случае чернозема кратность различий значительно меньше и составляет около 2-3 раз, тогда как

для почвы легкого гранулометрического состава – дерново-подзолистой супесчаной, различия достигают 13 и 25 раз. Дерново-подзолистая среднесуглинистая почва занимает промежуточное положение.

Таблица 8

Параметры моделей Ленгмюра и Фрейндлиха для сорбции Co нативными почвами и их илистыми фракциями до и после удаления органического вещества

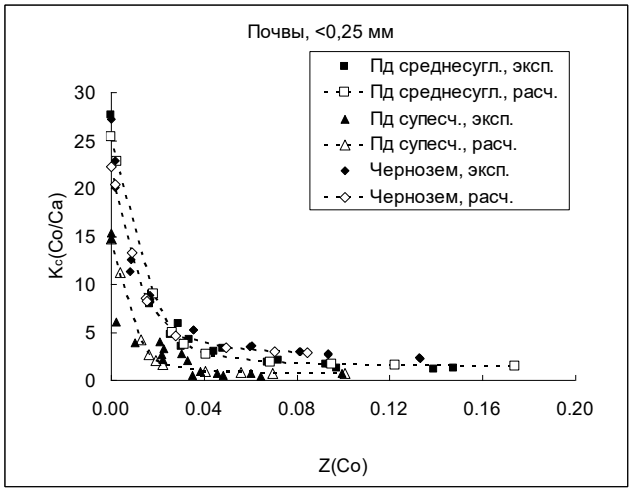
Почва	Фракция, мм	Модель Ленгмюра		Модель Фрейндлиха	
		Co		Co	
		Q_{max}, мМ/кг	K_L, л/мМ	n_F	k_F, л/кг
Дерново-подзолистая супесчаная	<0,25	8,5	2,0	0,47	2,8
	<0,001	108,7	13,1	0,54	71,0
	<0,001 (H_2O_2)	22,1	1,4	0,61	14,8
Дерново-подзолистая среднесуглинистая	<0,25	17,2	3,1	0,52	6,7
	<0,001	112,4	5,9	0,65	63,5
	<0,001 (H_2O_2)	90,9	0,4	0,93	13,8
Чернозем выщелоченный	<0,25	52,9	5,4	0,58	23,4
	<0,001	120,5	8,3	0,58	67,3
	<0,001 (H_2O_2)	37,7	2,0	0,83	16,6

Обработка илистых фракций H_2O_2 с целью удаления органического вещества приводит к уменьшению значений Q_{max} и k_F в 1,2-4,9 и 4,1-4,8 раз, соответственно, что указывает на исключительно важную роль органического вещества в селективной сорбции почвами как Co. Между показателями ЕКО, Q_{max} и k_F наблюдается тесная корреляция, но поглотительная способность по отношению к Co составляет лишь 13-54 % от емкости катионного обмена сорбентови извлеченных из ниъ фракций.

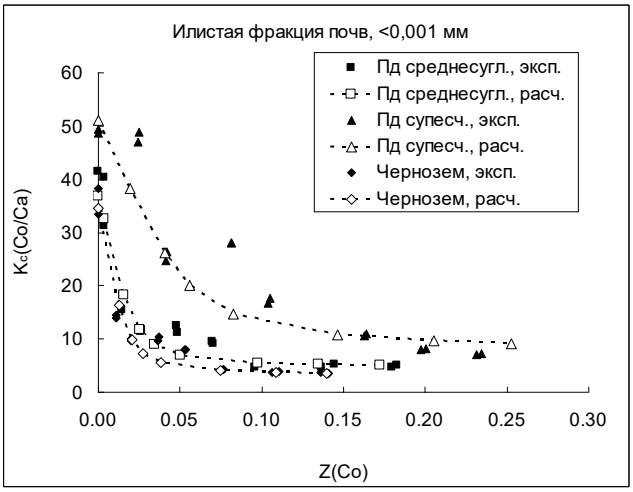
Коэффициент k_F в модели Фрейндлиха является мерой поглотительной способности, а безразмерный параметр n_F, по сути, интегрирует эффекты энергетической неоднородности реакционных центров на сорбирующей поверхности и неидеальности поведения ионов в реакциях сорбции и может принимать значения в интервале 0<n≤1. Анализ показывает, что значения n_F близки для двух металлов и возрастают, с одной стороны, в ряду: дерново-подзолистая супесчаная почва < дерново-подзолистая среднесуглинистая почва < чернозем выщелоченный, а с другой – в последовательности: нативная почва < илистая фракция < илистая фракция после удаления органического вещества.

Коэффициенты селективности катионного обмена Me/Ca. Места предпочтительного связывания ТМ обычно заняты наиболее распространенными катионами почвенных систем (H^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} и др.), поэтому сорбция ТМ почвами почти всегда носит конкурентную природу и протекает как ионообменная реакция [7, 24, 38]. Коэффициенты селективности ионного обмена соотносят сорбированные катионы с активностями их в почвенном растворе, характеризуют относительное сродство почв и их отдельных составляющих к двум ионам, конкурирующим за доступные места связывания, и необходимы для описания распределения катионов между твердой и жидкой фазой почв. Знание факторов, контролирующих селективность ионного обмена, важно для лучшего понимания биогеохимического поведения ТМ [39].

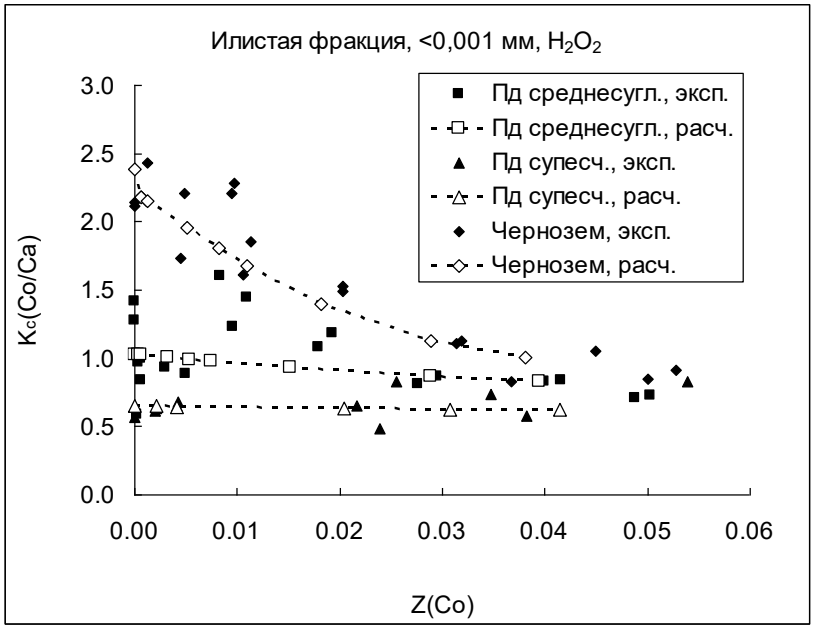
Применение выражения (4) для анализа изотерм обмена (рис. 3 а-в), построенных в координатах K_c — c_B/c_A, позволяет определить четыре параметра: значения коэффициентов селективного обмена (K_l и K_h) и обменной емкости (Q_l и Q_h), соответствующие двум разнородным типам реакционных центров на сорбирующей поверхности. Значения параметров селективной сорбции Co(II) разными почвами и их илистыми фракциями до и после удаления органического вещества, установленные с использованием модели полифункционального ионообменника, приведены в таблице 9.



а)



б)



в)

Рисунок 3 – Изотермы катионного обмена Co^{2+}/Ca^{2+}:
(а) – для разных почв, (б) – для илистой фракции (< 0,001 мм),
(в) – для илистой фракции (< 0,001 мм) исследованных почв без органического вещества

Таблица 9

Рассчитанные значения коэффициентов селективности ионного обмена *K* и емкостей *Q* селективных участков сорбции Co

Почва	Модель полифункционального ионообменника			
	K_h	K_l	Q_h, *мМ/кг*	Q_l, *мМ/кг*
Дерново-подзолистая супесчаная почва (<0,25 мм)	950	0,6	0,7	47,0
Дерново-подзолистая среднесуглинистая почва (<0,25 мм)	1050	1,3	1,3	55,0
Чернозем выщелоченный (<0,25 мм)	1298	2,2	2,7	154,8
Дерново-подзолистая супесчаная почва (<0,001 мм)	900	7,0	10,1	180,0
Дерново-подзолистая среднесуглинистая почва (<0,001 мм)	1600	4,2	5,2	235,0
Чернозем выщелоченный (<0,001 мм)	1763	3,2	6,6	370,0
Дерново-подзолистая супесчаная почва (<0,001 мм, H_2O_2)	10,0	0,6	1,0	170,0
Дерново-подзолистая среднесуглинистая почва (<0,001 мм, H_2O_2)	18,7	0,6	5,2	189,8
Чернозем выщелоченный (<0,001 мм, H_2O_2)	107,8	0,6	4,1	200,0

Для ионообменных процессов важна не прочность связи, а относительное связывание двух ионов. При этом одни и те же центры обмена обладают неодинаковой избирательностью в отношении разных ионов, и в то же время один и тот же ион проявляет различную селективность при взаимодействии с разными центрами обмена. Наиболее существенное влияние на характер взаимодействия катионов ТМ и почв имеет химическая неоднородность обменных центров на сорбционной поверхности, в результате которой изменяется природа связей, образующихся между сорбирующимся катионом и реакционным центром на поверхности почвенных частиц [7, 39]. Максимальная сорбция катионов ТМ, определяемая по изотермам обмена, характеризует потенциальную поглотительную способность почв в обменном процессе. Коэффициенты селективности K_c(Me/Ca) металла (Me = Co) по отношению к катиону, присутствующему в системе в макроколичестве (Ca), изменяющиеся в зависимости от состава равновесного раствора или степени заполнения сорбента, отражают взвешенный вклад разных функциональных центров в селективность обмена катионов. Соотношение K_c(Me/Ca) >>1 означает, что исследуемые почвы проявляют предпочтение к ТМ (Co) по сравнению с Ca, но это предпочтение уменьшается по мере того, как возрастает эквивалентная доля металла в равновесном растворе. При этом одна группа активных центров характеризуется высокой селективностью обмена (K_h= 950÷1298), но малым их количеством на сорбирующей поверхности и, соответственно, невысокой емкостью обмена (Q_h = 0,7÷2,7 мМ/кг). Другая группа центров обменной сорбции, напротив, имеет низкую селективность (K_l= 0.6÷2.2), но высокую распространенность (Q_l= 47÷155 мМ/кг) и составляет основную часть емкости катионного обмена сорбентов.

Значения параметров ионообменной сорбции возрастают в ряду: дерново-подзолистая супесчаная почва < дерново-подзолистая среднесуглинистая почва < чернозем выщелоченный. С увеличением степени заполнения емкости сорбента металлом селективность поглощения уменьшается. Основными компонентами почвенных систем, особенно прочно связывающими ионы ТМ, являются вторичные глинистые минералы, оксиды и гидроксиды железа и марганца и гумусовые макромолекулы. Можно полагать, что низкие значения коэффициентов селективности ионного обмена Me/Ca соответствуют связыванию катионов

минеральными и органическими компонентами по механизму неспецифической адсорбции, высокие – по механизму специфической сорбции. Другими словами, низкая селективность характерна для процессов ионообменной адсорбции, где главную роль в связывании ионов ТМ играют электростатические (кулоновские) силы, высокая – для процессов, приводящих к более прочному связыванию ионов ТМ с субстратом в результате реализации сценария совместного действия некулоновских сил, приводящих к образованию ряда связей (ван-дер-ваальсовой, водородной, координационной и ковалентной) со специфическими органическими веществами почвы, гидроксидами Fe, Mn и Al [40]. Разрушение органического вещества приводит к резкому снижению селективности ионообменной сорбции Co илистой фракцией рассматриваемых почв.

Анализ параметров селективной сорбции (K_h, K_l) Co илистыми фракциями показывает, что их значения в 1,1÷11,7 раз выше, чем в нативных почвах, но при этом соотношение между разными почвами сохраняется. Удаление органического вещества приводит к многократному снижению селективности ионного обмена, затрагивая, прежде всего, высокоселективные центры сорбции (величина K_h и K_l уменьшается в 5÷90 раз, соответственно).

На рисунке 3 а-в показано соответствие между теоретическими кривыми, рассчитанными с помощью двухкомпонентной МПИ (4), и экспериментальными данными, полученными для Co. Экспериментальные изотермы построены в координатах K_c – Z(Me), где Me = (Co), K_c – эффективные коэффициенты селективности ионного обмена (*Me*)/Ca; Z – молярная доля ионов кобальта, сорбированных почвой, от общей емкости поглощения последней (ЕКО), выраженной в мМ/кг почвы. При построении теоретических кривых для перехода от координат по оси абсцисс, выраженных в виде отношения активностей обменивающихся ионов a_{Me}/a_{Ca}, к доле заполнения сорбирующей поверхности ионами цинка Z(Me)=Q(Me)/[ЕКО] было использовано выражение ЗДМ для 2-х различных групп обменных центров, приведенное в статье Д.Л. Пинского [41]:

$$Q(Me) = \sum_{i=h,l} \frac{Q_i}{1+\frac{\frac{1}{K_i}}{\frac{a_{Me}}{a_{Ca}}}}, \qquad (11)$$

Для расчета Q(Me) были использованы значения четырех параметров: коэффициентов селективности (K_l и K_h) и максимальных емкостей обмена 2-х различных сорбционных центров (Q_l и Q_h), полученные ранее с помощью уравнения МПИ (4).

Для оценки эффективности сорбента по отношению к ионам ТМ можно воспользоваться показателем потенциальной сорбционной способности почв (ПСС). Он представляет собой сумму произведений коэффициентов селективности на емкости соответствующих сорбционных участков, которые рассчитываются с использованием МПИ:

$$\text{ПСС} = \sum_{i=1}^{n} K_i \times Q_i, \qquad (12)$$

Чем выше ПСС, тем сильнее способность сорбентов к иммобилизации ТМ. Таким образом, ПСС является комплексной функцией энергетической неоднородности и емкости сорбционных участков.

Для всех типов и видов почв селективность процесса сорбции кобальта существенно снижается по мере заполнения емкости поглощения ионами Co^{2+}. Значения, к которым стремятся K_c(Co/Ca), равны: 0,6, 1,2 и 2,4, соответственно для дерново-подзолистой супесчаной, дерново-подзолистой среднесуглинистой почв и чернозема (им соответствуют доли заполнения емкостей поглощения 4, 9,5 и 13,2, (рис. 3 а-в).

Отмечается существенно более высокая селективность обмена ионов Co^{2+}/Ca^{2+} для чернозема и дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы по сравнению с дерново-подзолистой супесчаной почвой при минимальных долях заполнения почвенного поглощающего комплекса (ППК) ионами Co^{2+}, достигнутых в эксперименте (24,8, 26,5, 15,0, соответственно). Это свидетельствует о важности вклада глинистых (особенно илистых) фракций в проявления селективности процесса ионного обмена.

На рисунках 3б и 3в приведены данные по изменению значений коэффициентов селективности ионного обмена Co/Ca илистых фракций исследованных почв в зависимости от доли сорбированного Co в ППК соответствующей фракции до и после обработки ее H_2O_2.

Для дерново-подзолистой супесчаной почвы (д. Передоль) наблюдается существенное снижение значений коэффициента селективности обмена Co^{2+}/Ca^{2+} после обработки илистой фракции перекисью водорода (например, в области наименьшего заполнения ППК ионами кобальта – с 49 до ≈1). Практически это означает, что проявления селективности процесса ионного обмена исчезают. В результате обработки илистой фракции H_2O_2 содержание органического углерода снижается в 2,3 раза. Напротив, ЕКО илистых фракций (необработанной и обработанной H_2O_2) различаются всего на 30 % (табл. 7). Столь незначительные изменения ЕКО обусловлены малой долей органического вещества в массе илистой фракции. В то же время содержание подвижного фосфора в обработанной H_2O_2 илистой фракции возрастает (по сравнению с необработанной) в 5,5 раза (табл. 7). Возможное объяснение этого факта ранее уже приводилось. Все вышесказанное позволяет выделить существенную роль органического вещества, присутствующего в почве, на проявления селективности процесса ионного обмена Co^{2+}/ Ca^{2+}.

Для илистой фракции дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы (д. Кривское) и чернозема выщелоченного (г. Курск) также отмечалось очень существенное (хотя и не столь значительное как для дерново-подзолистой супесчаной почвы) снижение значений коэффициента селективности обмена Co^{2+}/Ca^{2+} после обработки илистой фракции перекисью водорода. Например, в области наименьшего заполнения ППК ионами кобальта – K_c(Co/Ca) снижается с 39,1 и 35,9 до 1,4 и 2,1 для дерново-подзолистой суглинистой почвы и чернозема соответственно. Как и в случае с дерново-подзолистой супесчаной почвой, здесь также наблюдается практически полное (илистая фракция дерново-подзолистой почвы) или частичное (илистая фракция чернозема) исчезновение селективности процесса ионного обмена. Содержание органического углерода после обработки илистой фракции дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы H_2O_2 снижается в 2,4 раза (чернозема – в 4,8 раза). ЕКО илистых фракций (необработанной и обработанной H_2O_2) дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы различаются всего на 20 % (табл. 7), чернозема – более существенно (на 59 %). Представленные факты позволяют говорить о существенной роли органического вещества, присутствующего в почве, в проявлении селективности процесса ионного обмена Co^{2+}/ Ca^{2+}.

Незначительные изменения ЕКО дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы обусловлены более низким вкладом (по массе) органического вещества в илистую фракцию данной почвы по сравнению с черноземом (табл. 2).

Емкость ППК оказывает влияние на процесс сорбции Co почвами и их илистыми фракциями. Оказалось, что корреляционная связь между ПСС кобальта и ЕКО очень высока (r=0,99). В тоже время ЕКО почв тесно коррелировала с содержанием органического углерода (r=0,98), что свидетельствует о преобладающем вкладе органического вещества в величину ЕКО. Для илистых фракций исследуемых почв картина оказалась не столь очевидной, хотя для кобальта отмечалась довольно высокая корреляция между ЕКО и ПСС (r=0,89).

Вместе с тем говорить об определяющей роли данного фактора на проявления селективности ионного обмена Co^{2+}/Ca^{2+} нет оснований. Например, при различии ЕКО чернозема и дерново-подзолистой среднесуглинистой почв в 3 раза значения K_c (Co^{2+}/Ca^{2+}) при исчезающее низких концентрациях ионов ТМ в равновесных растворах почти одинаковы. Это обусловлено тем, что показатель ЕКО характеризует лишь суммарное количество центров обменной сорбции, в то время как коэффициент селективности – их качество, обусловленное энергетической неоднородностью групп центров на сорбирующей поверхности.

Содержание подвижного фосфора в обработанной H_2O_2 илистой фракции возрастает (по сравнению с необработанной) в 2,3 и 12 раз для дерново-подзолистой среднесуглинистой почв и чернозема (табл. 7).

Необходимо отметить, что для чернозема выщелоченного, в отличие от подзолистых почв, даже после трехкратной обработки илистой фракции 10 %-м раствором перекиси водорода наблюдались выраженные проявления селективности обмена Co^{2+}/Ca^{2+} (рис. 3 в): при минимальной доле ионов кобальта в ППК K_c(Co/Ca) = 2,1. Это указывает на большую роль минералогических составляющих чернозема в поглощении ТМ

по сравнению с дерново-подзолистыми почвами.

Таким образом, значения параметров селективной сорбции ТМ, рассчитанные на основании экспериментальных изотерм сорбции Me(II)/Ca с помощью модели МПИ, могут быть использованы для характеристики относительной эффективности различных сорбентов в отношении ионов ТМ.

Заключение

В настоящей работе приведена оценка количественного вклада различных свойств почв (показателей, отражающих их физико-химические свойства) в снижение биологической доступности радиоактивного ^{60}Co, выраженной через коэффициент накопления радионуклида тест-растениями, с учетом природного разнообразия физико-химических свойств разных почв Европейской части России, Это позволило использовать модель множественной линейной корреляции между физико-химическими показателями состояния почв и КН ^{60}Co. После параметризации и проверки адекватности регрессионных моделей полученные с их помощью результаты были использованы для ранжирования выбранных физико-химических показателей состояния почв по степени влияния на величину коэффициента накопления радионуклида ячменем: содержание подвижного фосфора > кислотность почв + соотношение алифатических и ароматических частей органических молекул в гуматах > свободные карбонаты (кальция и магния) > количественный и качественный состав органического вещества почв и их гранулометрический состав > подвижный калий. Общий их вклад в варьирование КН ^{60}Co составляет 51 %.

Влияние природного Co на снижение корневого поглощения ^{60}Co в результате конкурентного взаимодействия соответствующих ионов в системе почва-растение не выявлено. Кроме того, установлено, что значительная часть стабильного кобальта в почвах зафиксирована в недоступном растениям состоянии, а потенциально доступные его количества (извлекаемые с помощью 1 М HCl вытяжки) составляют в среднем всего лишь около 35 % от валового количества. Однако, отсутствие связи между корневым поглощением тест-растениями ^{60}Co и содержанием в почвах подвижного железа вызывает вопросы, которые требуют прояснения, в том числе и с помощью дополнительных экспериментов на большей по объему выборке почв в более широком диапазоне изменения их кислотности и гранулометрического состава.

Значения величин $ИСП_i$ исследованных почв, рассчитанные в долях единицы, варьировали в диапазоне 0,001÷0,306.

Как и ожидалось, для черноземов величины $ИСП_i$ оказались выше, чем для дерново-подзолистых и серых лесных почв. Однако ввиду того, что определяющим фактором в ограничении перехода ^{60}Co в растения оказалось содержание в почвах подвижного фосфора, а вовсе не количественный и качественный состав органического вещества и степень дисперсности минеральных частиц, то эти расхождения, вопреки первоначальным предположениям, оказались не столь существенными.

Для чернозема и дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы установлена более высокая селективность обмена ионов Co^{2+}/Ca^{2+} по сравнению с дерново-подзолистой супесчаной почвой. Значения K_c(Me/Ca) для них при минимальных долях заполнения ППК ионами Co^{2+}, достигнутых в эксперименте составляют: 24,8, 26,5 и 15,0, соответственно. Сравнительный анализ коэффициентов селективности ионообменной сорбции Co для нативных почв и их илистых фракций показывает, что при минимальных долях заполнения ППК ионами Co^{2+} для илистых фракций K_c(Me/Ca) в 11,1÷11,7 раз превышают аналогичные показатели нативных почв. Это свидетельствует о важности вклада глинистых (особенно илистых) фракций в селективность процесса ионного обмена.

Емкость почвенного поглощающего комплекса оказывает влияние на процесс сорбции Co почвами. Значения коэффициентов детерминации между ЕКО и ПСС очень высоки для почв (r^2=0,99), однако, существенно ниже для илистых фракций (r^2=0,70). Таким образом, говорить об определяющей роли данного фактора на проявления селективности ионного обмена Co^{2+}/Ca^{2+} нет оснований.

Установлено, что после обработки илистой фракции перекисью водорода, приводящей к разрушению основной массы органического вещества, наблюдается очень значительное снижение коэффициентов

селективности обмена Co^{2+}/Ca^{2+} (величины K_h и K_l уменьшилась в 5÷90 раз, соответственно). Это является свидетельством в пользу превалирующей роли органического вещества в проявлении селективности процесса ионообменной сорбции Co и Zn почвами и их илистыми фракциями.

Литература

1. *Мотузова Г.В.* Соединения микроэлементов в почвах: системная организация, экологическое значение, мониторинг. М.: Эдиториал УРСС, 1999. 168 с.

2. Оценка миграционной способности Zn в системе почва-растение / *В.С. Анисимов, Л.Н. Анисимова, Л.М. Фригидова* [и др.] // Почвоведение. 2018. № 4. С. 427-438.

3. *Beckett P.H.T.* Studies on soil potassium II. The «immediate» Q/I relations of labile potassium in the soil // Journal of Soil Science. 1964. V. 15 (1). P. 9-23.

4. *Ильин В.Б.* Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам // Агрохимия. 1995. № 10. С. 109-113.

5. Система оптимизации и методы диагностики минерального питания растений / *Ринькис Г.Я., Рамане Х.К., Паэгле Г.В., Куницкая Т.А.* Рига: Зинатне, 1989. 196 с.

6. *Ладонин Д.В.* Влияние железистых и глинистых минералов на поглощение меди, цинка, свинца и кадмия в конкреционном горизонте подзолистой почвы // Почвоведение. 2003. № 10. С. 1197-1206.

7. Metal ion binding to humic substances: Application of the non-ideal competitive adsorption model / *M.F. Benedetti, C.J. Miln, D.G. Kinniburgh* [et al.] // Environmental Science and Technology. 1995. Vol. 29. № 2. P. 446-457.

8. *McBride M.B.* Reaction controlling heave metal solubility in soils // Adv. Soil Sci. 1989. V. 10. P. 1-47.

9. *Tiller K.G., Gerth J., Brummer G.* The relative affinities of Cd, Ni and Zn for different soil clay fractions and goethite // Geoderma. 1984. Vol. 34. № 1. P. 17-37.

10. *Ладонин Д.В.* Особенности специфической сорбции меди и цинка некоторыми почвенными минералами // Почвоведение. 1997. № 12. С. 1478-1485.

11. *Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Самонова О.А.* Регрессионные модели поведения тяжелых металлов в почвах Смоленско-Московской возвышенности // Почвоведение. 2002. № 8. С. 954-966.

12. *Пинский Д.Л., Орешкин В.Н.* Тяжелые металлы в окружающей среде // Экспериментальная экология. М.: Наука, 1991. С. 201-213.

13. Агрохимические методы исследования почв / Под ред. А.В. Соколова. М.: Наука, 1975. 656 с.

14. Практикум по агрохимии / Под ред. В.Г. Минеева. М.: МГУ, 2001. 689 с.

15. Практикум по почвоведению / Под ред. И.С. Кауричева. М.: Колос, 1980. 272 с.

16. *Kononovova M.M.* Soil Organic Matter; Its nature, Its Role in Soil Formation and in Soil Fertility. Oxford: Pergamon Press, 1966. 544 p.

17. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства (изд. 2-е, перераб. и дополненное) / А.*В. Кузнецов, А.П. Фесюн, С.Г. Самохвалов, Э.П. Махонько.* М.: ЦИНАО, 1992. 61 с.

18. *Обухов А.И., Плеханова И.О.* Атомно-абсорбционный анализ в почвенно-биологических исследованиях. М.: Изд-во Московского университета, 1991. 184 с.

19. ISO 22036-2008. Soil quality – Determination of trace elements in extracts of soil by inductively coupled plasma – atomic emission spectrometry (ICP-AES).

20. Влияние органического вещества на параметры селективной сорбции кобальта и цинка почвами и выделенными из них илистыми фракциями / *В.С. Анисимов, И.В. Кочетков, С.В. Круглов* [и др.]. // Почвоведение. 2011. № 6. С. 675-684.

21. Параметры селективной сорбции Co, Cu, Zn и Cd дерново-подзолистой почвой и черноземом / *С.В. Круглов, В.С. Анисимов, Г.В. Лаврентьева, Л.Н. Анисимова* // Почвоведение. 2009. № 4. С. 419-428.

22. *Giles C.H., Smith D., Huitson A.* A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm // Journal of Colloid and Interface Science. 1974. V. 47. P. 755-765.

23. *Elzinga E.J., Van Grinsven J.J.M., Swartjes F.A.* General purposes isotherm for cadmium, copper and zinc in soils // European Journal of Soil Science. 1999. Vol. 50. P. 139-149.

24. *Ладонин Д.В.* Конкурентные взаимоотношения ионов при загрязнении почвы тяжелыми металлами // Почвоведение. 2000. № 10. С. 1285-1293.

25. *Harter R.D., Baker D.E.* Application and misapplication of the Langmuir equation to soil adsorption phenomena // Soil Science Society of America Journal. 1977. Vol. 41. P. 1077-1088.

26. *Mesquita M.E.* Application of Langmuir and Freundlich isotherms to Cu-Zn competitive adsorption in two soils. Effect of pH // Agrochimica. 2001. Vol. XLV. № 1-2. P. 32-45.

27. *Sheindorf C., Rehbun M., Sheintuch M.* A Freindlich-type multicomponent isotherm // Journal of Colloid and Interface Science. 1981. Vol. 79. P. 136-142.

28. *Кокотов Ю.А., Золотарев П.П., Елькин Г.Э.* Теоретические основы ионного обмена: Сложные ионообменные системы. Л.: Химия, 1986. 280 с.

29. *Harmsen K.* Behavior of heavy metals in soils. Agric. Res. Rep. No 866 (Doctoral thesis Wageningen). Centre for Agric. Publishing and Documentation. Wageningen. 1977. 171 p.

30. *Алексахин Р.М.* Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 132 с.

31. Нахождение связи между поступлением цезия-137 в растения и свойствами почвы / *Ф.А. Тихомиров, В.М. Прохоров, А.А. Моисеев* [и др.]. // Агрохимия. 1978. № 8. С. 116-124.

32. *Лурье Ю.Ю.* Справочник по аналитической химии. Изд-е 4-е перераб. и доп. М.: Изд-во «Химия», 1971. 454 с.

33. *Барбер С.А.* Биологическая доступность питательных веществ в почве. Механистический подход. М.: Агропромиздат, 1988. 376 с.

34. *Айвазян С.А., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д.* Прикладная статистика: Исследование зависимостей / Под ред. С.А. Айвазяна. М.: Финансы и статистика, 1985. 487с.

35. Теория вероятностей и математическая статистика. Математические модели / *В.Д. Мятлев, Л.А. Панченко, Г.Ю. Ризниченко, А.Т. Терехин*. М.: Изд. Центр «Академия», 2009. 320 с.

36. *Cattel R.B.* The screen test for the number of factors // Multivariate Behavioral Research. 1966. Vol. 1. Is. 2. P. 245-276.

37. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1985. 416 с.

38. *Elliot H.A., Liberati M.R., Huang C.P.* Competitive adsorption of heavy metals by soils // Journal of Environmental Quality. 1986. Vol. 15. P. 214-219.

39. *Пинский Д.Л.* Коэффициенты селективности и величины максимальной адсорбции Cd2+ и Pb2+ почвами // Почвоведение. 1995. № 4. С. 420-428.

40. Химия тяжелых металлов, мышьяка и молибдена в почвах / Под ред. Н.Г. Зырина и Л.К. Садовниковой. М.: Изд-во Моск..ун-та, 1985. 208 с.

41. *Пинский Д.Л.* Закономерности сорбции цинка и кадмия почвами и почвенными компонентами / В сб.: Цинк и кадмий в окружающей среде. М.: Наука, 1992. С. 106-118.

Модель формирования доз облучения сельскохозяйственных растений: основные подходы и допущения

Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В., Спиридонов С.И.

В настоящей работе приведены результаты анализа существующих методологических положений к проведению оценок доз облучения сельскохозяйственных растений. Установлено, что наиболее часто оценку доз облучения референтных растений проводят с помощью коэффициентов дозового преобразования. Авторы статьи предлагают рассчитывать дозы облучения сельскохозяйственных растений на основе миграционно-дозиметрической модели с учетом основных положений и допущений миграционного и дозиметрического блоков модели. Показано, что миграционный блок модели должен осуществлять расчет динамики плотности выпадения радионуклидов на земную поверхность и концентрацию радионуклидов в основных компонентах агробиогеоценоза. Расчет плотности радиоактивных выпадений на земную поверхность предполагается осуществлять с помощью Гауссовой модели рассеяния радионуклидов в атмосфере. Распределение радионуклидов в основных компонентах агробиогеоценоза предполагается выполнять с помощью системы линейных дифференциальных уравнений первого порядка. Показано, что такой подход позволит учесть динамику распределения радионуклидов в системе «поверхность надземной фитомассы растений – поверхность почвы» и изменения биометрических показателей растений. В статье обосновано проведение оценок доз β- и γ-облучения сельскохозяйственных растений от пяти источников: облака радиоактивного выброса, поверхности растений и поверхности почвы, пахотного слоя почвы и надземной фитомассы растений, загрязненной по корневому пути поступления.

Мощность поглощенной дозы, β-излучение, γ-излучение, радионуклиды, сельскохозяйственные растения, поверхностное загрязнение, поверхностный слой почвы, пахотный слой почвы, биогеоценоз

Развитие ядерной энергетики и экоцентрического подхода к оценке радиационного воздействия на биоту актуализировало вопросы дозоформирования живых организмов [1-4], обитающих в условиях радиоактивного загрязнения. Особую важность в этом аспекте приобретает дозиметрическая оценка облучения биоты вблизи радиационно-опасных объектов на этапе обоснования инвестирования при проектировании или модернизации соответствующих предприятий, применяющих ядерные технологии.

К настоящему времени для проведения оценок доз облучения биоты разработаны основные методологические подходы и ряд программных средств [5-14]. Однако, в ряде работ [1, 6, 7, 15] отмечена ограниченность многих допущений и приближений существующих дозиметрических моделей облучения биоты, а также высказан ряд предположений по дальнейшему их совершенствованию.

Таким образом, на основе анализа существующих дозиметрических оценок облучения биоты предполагается разработать основные подходы и допущения дозиметрических моделей формирования доз облучения сельскохозяйственных растений для различных сценариев радиоактивного загрязнения.

Существующие подходы к прогнозированию доз облучения биоты

На основании проведения исследований по радиационному воздействию на природную среду вследствие радиационных аварий на Южном Урале и Чернобыльской АЭС [16-21] мировым радиоэкологическим сообществом признано, что обеспечение радиационной защиты человека не является гарантией полноценной защиты растений и животных в природных биогеоценозах от действия ионизирующего излучения. Международная комиссия по радиационной защите (МКРЗ) в своих рекомендациях расширила систему радиологической защиты и включила в нее защиту биоты [22], формируя, таким образом, важное направление радиобиологических исследований. В последующей работе МКРЗ были сформулированы критерии и основные принципы радиационной защиты биоты, изложенные в Публикации 108 «Защита окружающей среды: концепция референтных животных и растений» [1].

Общая схема оценки радиационного воздействия на биоту во многом схожа с оценкой доз для человека [1, 22].

Рассматриваются ситуации существующего, планируемого и аварийного облучения и связанные с ним дозы внутреннего и внешнего облучения референтных организмов без выделения критических групп. Введенная вышеупомянутыми документами [1, 22] концепция референтных организмов подразумевает использование ограниченного числа совокупностей видов животных и растений в качестве системной основы для создания реперных точек при определении зависимости дозы облучения с различными категориями эффектов (повышенная смертность, заболеваемость, снижение репродуктивности, формы хромосомных аберраций), которые могут интерпретироваться в значениях нормальной биологии этих животных и растений. Аналогичный «референтный» подход применялся ранее по отношению к нормализованному воздействию и дозе для различных видов биоты, чтобы подготовить рекомендации по пределам мощности выбросов в морской среде [23].

На сегодняшний день имеются предложенные Комиссией МКРЗ [1] реперные живые организмы, типичные для различных сред обитания (олень, крыса, утка, лягушка, форель, плоская рыба, пчела, краб, дождевой червь, сосна, дикорастущая трава, бурая морская водоросль). Обоснованы критерии выбора референтных видов биоты, включая экологический и цитогенетический критерии (трофическое и топическое положение в экосистеме), высокую частоту встречаемости, чувствительность к исследуемым загрязнителям, доступность для отбора и мониторинга, способность вида к восстановлению.

В соответствии с существующими методологическими подходами к оценке доз облучения растений Публикацией 108 МКРЗ [1] рассматриваются два референтных организма, принадлежащих к растительному царству живой природы: дикорастущая трава и сосна. Первая рассматривается как однородный слой толщиной 10 см над поверхностью почвы при оценке внешнего облучения и в виде эллипсоида 5×1×1 см – при оценке внутреннего. Референтная сосна при дозиметрических оценках рассматривается в виде эллипсоида 1000×30×30 см (ствол дерева). Расчет внешнего облучения ствола сосны от почвы проводится для 9 метрового однородного слоя, расположенного на высоте от 1 до 10 м над ее поверхностью. Следует отметить возможность проведения оценки дозы облучения генеративных органов у травянистых растений с помощью подобного подхода, в то время как для древесных растений подобную оценку выполнить не совсем корректно. При этом дозиметрическую оценку облучения сельскохозяйственных растений провести затруднительно, так как они не отнесены к референтным видам, а их геометрические размеры не совсем соответствуют размерам референтных растений, предложенных МКРЗ [1].

Согласно Рекомендаций МКРЗ, оценка поглощенных доз внешнего или внутреннего облучения референтного организма различными видами излучения (α-, β-, γ-, нейтронным, тяжелыми ионами, продуктами деления) проводится исходя из содержания соответствующего радионуклида в теле организма или окружающей среде [1]. Наиболее важными модельными допущениям радиационного воздействия на биоту являются следующие [1, 5, 7, 24-34]:

– организм рассматривается как бесконечная однородная среда, плотность которой близка к таковому показателю окружающей среды, а распределение активности относительно равномерно;

– доза внутреннего облучения пропорциональна содержанию радионуклидов в организме, внешнего – в окружающей среде при условии установления квазиравновесного распределения в системе «окружающая среда-организм»;

– в основе оценки доз находятся коэффициенты дозового преобразования (КДП), представляющие собой отношение содержания радионуклидов в различных средах к мощности дозы внешнего или внутреннего облучения [26]. КДП представляет собой функцию среды распространения излучения, физических характеристик радионуклида, размера мишени, а также пути облучения;

– область применения КДП для оценки поглощенной дозы от α-излучателей распространяется для внутреннего облучения и для внешнего – у почвенной биоты;

– референтный организм при оценке доз облучения представлен в виде геометрических фигур (эллипсоида, цилиндра или сферы);

– состав тканей референтных организмов принимается эквивалетным

четырехкомпонентному составу с плотностью тканей 1 г/см^3.

В ряде работ [25, 26, 28-30] предлагается проводить оценку дозы референтных организмов на основе их представления как однородных изотропных моделей, однако их применение ограничено водной средой в связи с близкой ее плотностью с таковым показателем для тела живых организмов.

К недостаткам подходов к оценке доз на основе коэффициентов дозового преобразования являются существенные расхождения в расчетных и измеренных величинах доз при малых и больших размерах живого организма относительно свободного пробега переносчика излучения. Кроме того, КДП невозможно применить при оценке дозы в случае интенсивного перераспределения радионуклидов в системе «окружающая среда – организм». Изменение размеров организма в процессе его развития также требует внесения поправок в значения КДП, что весьма актуально для травянистых растений. Представление о равномерном распределении радионуклидов внутри референтного организма не совсем корректно при оценке внутреннего облучения доз радиоактивных изотопов химических элементов с органотропным и остеотропным типами распределения.

Определенные сложности связаны и с расчетом самих величин КДП. Как правило, геометрия облучаемого организма представляется в виде простой фигуры (эллипсоида, цилиндра или параллелепипеда), что упрощает интегрирование величины энергии излучений, поглощаемой в объеме источника [7, 31]. Передача энергии моделируется с применением теории переноса излучения методом Монте-Карло в дозиметрических моделях RESRAD–BIOTA [32], FASSET–ERICA [1, 7], EDEN [33], интегрированием функции ослабления точечного источника излучения в моделях R&D 128 и DOSES3D [34], Е.В. Спирина [27], применением функции поглощения излучения в образцовом фантоме и последующей интерполяцией на организмы с иной геометрией приемника в моделях LIETDOS–BIOS, DosDiMEco [34]. Несмотря на указанные сложности в проведении расчетов КДП, применение различных методов позволяет получить сопоставимые результаты при одинаковых геометрических и физических характеристиках источника и приемника излучения [27, 30, 34].

Методы расчета доз видов биоты на основании функции ослабления точечного источника позволяют получить относительно точные результаты для многих ситуаций поступления радионуклидов в биогеоценоз (разовое, пролонгированное и хроническое) при динамически изменяющихся характеристиках источника и приемника излучения. К недостаткам данных методов применительно к дозовым оценкам биологических объектов следует отнести сложность выполняемых расчетов, необходимость индивидуального решения задачи оценок доз облучения для каждой ситуации поступления радионуклидов в биогеоценоз и объекта облучения. Реализация данного подхода к оценке доз для генеративных органов сосны обыкновенной была выполнена в работе [35]. Лесной биогеоценоз при этом был разделен на восемь блоков конечной толщины и бесконечной протяженности, а мощность дозы на генеративный ярус формируется от β- и γ-излучения радионуклидов, равномерно распределенных в каждом из блоков. В данной модели возможно гибкое изменение геометрических размеров источников и приемников облучения, а также активности каждого из блоков в процессе миграции радионуклидов в исследуемом лесном биогеоценозе, что позволяет проводить дозовые оценки в динамике. Однако для проведения оценок доз облучения сельскохозяйственных растений с помощью данной модели ее необходимо адаптировать к специфическим условиям агробиогеоценоза.

В целом, из приведенного анализа существующих подходов к оценке доз облучения референтных организмов можно сделать вывод о возможности совершенствования методологии проведения дозовых оценок сельскохозяйственных растений на основе интегрирования функции ослабления точечного источника. Данные совершенствования видятся в обязательном учете динамики активности радионуклидов в системе «поверхность надземной фитомассы растений – поверхностный слой почвы» при аэральном поступлении радиоактивных веществ в агробиогеоценоз на фоне изменений биометрических показателей растений в течение вегетационного периода выпадений.

Таким образом, представляется логичным осуществить переход от чисто дозиметрических моделей, решающих задачу только оценки доз облучения с заданными показателями активности и размерами растительного организма, к миграционно-дозиметрическим, учитывающим величину осаждения радионуклидов на определенном расстоянии от точки радиоактивного выброса и динамические характеристики радиоактивного загрязнения компонент агробиогеоценоза с учетом изменений их биометрических показателей, что и станет основой для расчета мощности поглощенной дозы облучения надземной фитомассы растений.

Основные подходы и допущения миграционно-дозиметрической модели облучения сельскохозяйственных растений

Особенности поступления радионуклидов на земную поверхность при радиоактивных выбросах. Поступление техногенных радионуклидов в атмосферу может быть связано с хроническими или аварийными радиоактивными выбросами предприятий ядерного топливного цикла [36-39]. В первом случае их распространение относительно источника выброса определяется со среднемноголетними метеорологическими условиями [38, 39], а во втором – состоянием атмосферы на момент радиоактивного выброса [36, 37]. Важнейшие показатели, характеризующие радиационно-экологическую обстановку (объемная активность радионуклидов в атмосфере и плотность их выпадений на земную поверхность) на различном расстоянии от источника выброса может быть рассчитана с помощью Гауссовой модели рассеяния примеси в атмосфере [36-39].

При осаждении радионуклидов на почвенно-растительный покров важную роль играет степень развития надземной фитомассы сельскохозяйственных растений, произрастающих в зоне радиоактивных выбросов. Как правило, величина активности радионуклидов, задержанных надземной фитомассой, находится в обратной зависимости от дисперсности частиц выпадений и в прямой – от величины биомассы надземной части растений, произрастающей на единице поверхности почвы и ее распространенности по высоте [16, 36]. Не задержанная растениями часть радионуклидов осаждается на поверхность почвы.

При хронических радиоактивных выпадениях в течение вегетационного сезона устанавливается динамическое равновесие между поступлением радионуклидов на поверхность растений из атмосферы и их удалением вследствие процессов поверхностного очищения и радиоактивного распада. При аварийных радиоактивных выпадениях динамику активности в надземной фитомассе определяют только два последних процесса. Активность поверхностного слоя почвы определяется поступлением радионуклидов с поверхности растений вследствие процессов очищения фитомассы и непосредственно из атмосферы.

В наиболее общем виде динамика активности i-го радионуклида в надземной фитомассе $A_{раст,i}(t)$ и поверхностном слое почвы $\sigma_{почв,i}(t)$ агробиогеоценоза при хронических радиоактивных выпадениях с постоянной величиной ежесуточного поступления $\sigma_{вып,i}$ может быть описана системой линейных дифференциальных уравнений (1):

$$\begin{cases} \frac{dA_{раст,i}}{dt} = \sigma_{вып,i} \cdot К_з - A_{раст,i} \cdot \left(\lambda_{расп,i} + \lambda_{очищ}\right) \\ \frac{d\sigma_{почв,i}}{dt} = \sigma_{вып,i} \cdot (1 - К_з) + A_{раст,i} \cdot \lambda_{очищ} - \sigma_{почв,i} \cdot \lambda_{эфф_{почв},i} \end{cases}, \qquad (1)$$

где, $\sigma_{вып,i}$ – величина плотности выпадений i-го радионуклида из приземного слоя атмосферы за выбранную временную единицу (с или сутки), Бк/м^2;

$K_з$ – коэффициент первичного задерживания i-го радионуклида надземной фитомассой от величины $\sigma_{вып,i}$, отн. ед.;

$\lambda_{,расп\ ,i}$ – постоянная распада i-го радионуклида ;

$\lambda_{,очищ\ ,i}$ – постоянная очищения надземной фитомассы от i-го радионуклида ;

$\lambda_{эфф_почв,i}$ – постоянная выведения i-го радионуклида из корнеобитаемого слоя почвы, численно равная сумме постоянных распада и выведения за пределы корнеобитаемого слоя i-го радионуклида. При оценке радиационного воздействия в течение первого года радиоактивных выпадений выведением

за пределы корнеобитаемого слоя можно пренебречь и принять $\lambda_{эфф_почв,i} = \lambda_{расп,i.}$;

t – время, которое при рассмотрении выпадений за вегетационный период наиболее целесообразно рассматривать в сутках.

Начальные условия на момент поступления радионуклидов в окружающую среду от источника выброса определяются отсутствием радионуклидов из состава выпадений на поверхности фитомассы и почвы: $A_{раст,i}(t=0)=0$ и $\sigma_{почв,i}(t=0)=0$.

При прогнозировании перераспределения радионуклидов в системе «поверхность надземной фитомассы – поверхностный слой почвы» в случае аварийных радиоактивных выпадений система уравнений (2) будет иметь несколько иной вид (обозначения аналогичны предыдущей формуле):

$$\begin{cases} \frac{dA_{раст,i}}{dt} = -A_{раст,i} \cdot \left(\lambda_{расп,i} + \lambda_{очищ}\right) \\ \frac{d\sigma_{почв,i}}{dt} = A_{раст,i} \cdot \lambda_{очищ} - \sigma_{почв,i} \cdot \lambda_{эфф_{почв},i} \end{cases} \quad (2)$$

Начальными условиями при разовых выпадениях является активность радионуклидов на поверхности растений и почвы: $A_{раст,i}(t=0)=K_з \cdot \sigma_{вып,i}$ и $\sigma_{почв,i}(t=0)=(1-K_з) \cdot \sigma_{вып,i}$, где, $\sigma_{вып,i}$ – плотность разовых выпадений i-го радионуклида.

Аналитическое решение систем уравнений путем замены системы линейных уравнений на их конечно-разностные аналоги или методом исключения позволит получить динамику активности i-го радионуклида на поверхности надземной фитомассы и на поверхностном слое почвы в размерности Бк/м^2.

Решение системы (1) заменой дифференциальных уравнений на их конечно-разностные аналоги с временным шагом в $\Delta t = 1$ сутки имеет следующий вид:

$$\begin{cases} A_{раст,i,t+1} = \sigma_{вып,i} \cdot K_з + A_{раст,i,t} \cdot \left[1 - \left(\lambda_{расп} + \lambda_{очищ}\right)\right] \\ \sigma_{почв,i,t+1} = \sigma_{вып,i} \cdot (1 - K_З) + \sigma_{почв,i,t} \cdot \left[1 - \left(\lambda_{расп} + \lambda_{миг}\right)\right] + A_{раст,t} \cdot \lambda_{очищ} \end{cases} \quad (3)$$

Моделирование содержания радионуклидов в основных компонентах системы в данном случае осуществляется методом рекурсии: задаются начальные значения на начало выпадений $t = 0$, при этом предполагалось отсутствие радиоактивного загрязнения почвы и растений: $\sigma_{почв,i,t} = 0$ и $A_{раст,i,t} = 0$. Для расчета активности в последующие сутки ($t + 1$), активности, рассчитанные на момент t, принимаются за исходные значения.

Источники облучения сельскохозяйственных растений при радиоактивных выпадениях. При хронических радиоактивных выпадениях следует рассматривать пять мест локализации радионуклидов и связанных с ними постоянно действующих в течение вегетационного периода источников облучения сельскохозяйственных растений:

– *атмосферный воздух*. Его активность определена постоянным присутствием в нем радиоактивных изотопов инертных газов в газообразной форме, радиоактивных изотопов йода в аэрозольной, молекулярной и органической формах, а также целого ряда продуктов деления и активации в виде аэрозолей. Данный источник облучения сельскохозяйственных растений представляет собой полубесконечное пространство с равномерно распределенной активностью радионуклидов;

– *поверхность надземной фитомассы растений*. Ее активность обусловлена осажденными на нее радионуклидами в различных формах. Облучение растений происходит от бесконечного плоского источника конечной толщины, равной высоте растений с равномерным распределением активности;

– *поверхность почвы*, на которую будут поступать радиоактивные вещества непосредственно из атмосферы и удаляемые с поверхности надземной фитомассы, при этом формируется бесконечный источник излучения, равный толщине поверхностного слоя;

– *надземная фитомасса растений*, радиоактивное загрязнение которой будет обусловлено накоплением радионуклидов из корнеобитаемого слоя почвы, формируется бесконечный источник конечной толщины,

равный высоте надземной фитомассы растений;

– *корнеобитаемый слой почвы*, в котором будут накапливаться радионуклиды, поступившие в исследуемый биогеоценоз за предыдущие годы радиоактивных выпадений. Доза внешнего облучения сельскохозяйственных растений формируется бесконечным источником конечной толщины, равной толщине самого корнеобитаемого слоя почвы с равномерным распределением активности радионуклидов в его пределах.

В модели следует учитывать изменение геометрических размеров надземной фитомассы растений, которые являются одновременно и источником, и приемником излучения в течение вегетационного периода.

При аварийных радиоактивных выбросах места локализации радионуклидов в агробиогеоценозе и связанные с ними источники облучения сельскохозяйственных растений во многом аналогичны таковым при хронических выпадениях, однако определяющую роль на вклад каждого из них в формирование дозы играет сезон года, когда произошел радиоактивный выброс. Так, облучение сельскохозяйственных растений от радионуклидов в атмосферном воздухе и от поверхности надземной фитомассы может иметь место только в случае аварийного выброса во время вегетационного периода. При радиоактивных выбросах до всходов растений поверхность почвы является единственным источником облучения растений. В последующие вегетационные периоды после аварийных выпадений происходит перераспределение радионуклидов в пахотном слое почвы при проведении агротехнических мероприятий. Соответственно, дозоформирование сельскохозяйственных растений в агробиогеоценозе в последующие периоды после радиоактивных выпадений определяется их облучением от корнеобитаемого слоя почвы и растений, загрязненных радионуклидами по корневому пути поступления.

Основные допущения миграционно-дозиметрической модели облучения сельскохозяйственных растений. Хронические радиоактивные выбросы принимаются с постоянной интенсивностью в течение всего времени эксплуатации источника.

Аварийный радиоактивный выброс принимается продолжительностью менее 1 часа, поскольку в течение этого промежутка времени метеоусловия при распространении радиоактивных веществ можно считать неизменными при применении Гауссовой модели рассеяния примеси в атмосфере.

Физико-химические формы радионуклидов в составе выброса предполагаются постоянными в течение всего времени его реализации. Радиоактивные изотопы инертных газов и ^{14}C распространяются в атмосфере в газообразной форме с нулевой скоростью гравитационного осаждения и отсутствием эффекта вымывания, трития – в составе пара НТО с последующим включением в круговорот воды.

Поступление изотопов йода в окружающую среду принимается в молекулярной, органической и аэрозольной формах, вклад которых составляют 40-50 %, 50-60 % и 1-2 % соответственно, а скорость гравитационного осаждения – 0,02, 0,0005 и 0,008 $м \cdot с^{-1}$.

В аэрозольной форме принят выброс радиоактивных изотопов щелочных, щелочноземельных, редкоземельных и переходных металлов. Предполагается, что в течение всего времени выброса происходит взаимодействие радиоактивных аэрозолей с естественной пылью атмосферы, в результате которого приобретаются свойства последней и ускоряется осаждение радиоактивных веществ, а окончательное значение скорости гравитационного осаждения принято 0,008 $м \cdot с^{-1}$

При хронических радиоактивных выпадениях учитывается вымывание радионуклидов из атмосферы осадками. Удаление изотопов йода и аэрозолей происходит с величиной абсолютной вымывающей способности, равной 10^{-5} $ч \cdot мм^{-1} \cdot с^{-1}$, инертные газы и ^{14}C не подвержены вымыванию из атмосферы. При аварийных выпадениях вымыванием радионуклидов из атмосферы можно пренебречь в связи с относительно малым количеством часов с осадками относительно общей продолжительности года, и, соответственно, малой вероятностью реализации данного события на момент выброса.

Высота аэродинамической шероховатости земной поверхности принимается постоянной в 30-километровой зоне вокруг источника хронических радиоактивных выпадений и на таком же расстоянии в направлении аварийного выброса.

Распространение радионуклидов относительно источника хронических выбросов

определяется среднемноголетними метеорологическими условиями и моделируется Гауссовой моделью распространения примеси при непрерывных выбросах [38, 39]. Основными показателями, характеризующими концентрацию радионуклидов в атмосферном воздухе и их осаждение на земную поверхность, являются среднемноголетний фактор метеорологического разбавления и его интеграл. Исходной информацией для расчета среднемноголетних параметров метеоразбавления служат повторяемости метеорологических условий для выбранного румба, заключающаяся в количественной оценке вероятности средней скорости ветра на высоте флюгера для каждой категории устойчивости атмосферы. Величина плотности выпадений радиоизотопов йода и радиоактивных аэрозолей на земную поверхность пропорциональна среднемноголетнему фактору метеорологического разбавления для «сухого» осаждения и его интегралу – для «мокрого».

При аварийном выбросе распространение радионуклидов в атмосфере моделируются Гауссовой моделью рассеяния для разового поступления примеси [36, 37]. Исходной информацией для расчета фактор метеорологического разбавления в заданной точке пространства относительно источника выброса служат скорость ветра и категория устойчивости атмосферы на момент поступления радиоактивных веществ в атмосферу. Величина плотности выпадений радиоизотопов йода и радиоактивных аэрозолей на земную поверхность пропорциональна фактору метеорологического разбавления. Существенным ограничением при моделировании являются возможные изменения погодных условий в течение времени радиоактивного выброса, в силу чего его продолжительность предполагается принимать минимально возможной с допущением неизменности скорости и направления ветра в течение времени моделирования. Как правило, Гауссова модель рассеяния при аварийных радиоактивных выбросах позволяет получить достаточно точные результаты по уровням осаждения радионуклидов на земную поверхность на расстояниях не более нескольких километров от источника выброса [36, 37].

Мощность поглощенной дозы для сельскохозяйственных растений от радионуклидов, находящихся внутри облака радиоактивного выброса, рассчитывается исходя из предположения о нахождении облучаемого объекта (растения) внутри полубесконечного объемного источника излучения с постоянной объемной активностью радионуклидов. Последняя определяется для всех радионуклидов выброса.

Для β-излучения мощность поглощенной дозы в облаке выброса на расстоянии (x) от источника выпадений $P_{\beta}^{обл}$может быть рассчитана по следующей формуле, Гр/с [40]:

$$P_{\beta}^{обл} = 1{,}6 \cdot 10^{-13} \cdot A_{n,i} \cdot \overline{E_{\beta}}, \qquad (4)$$

где, $1{,}6 \cdot 10^{-13}$ – пересчетный коэффициент от единиц энергии (МэВ) к единицам поглощенной дозы (Гр);

$A_{n,i}$ – удельная активность i-го радионуклида в облаке выброса на расстоянии x от источника, Бк/кг (рассчитывается с помощью Гауссовой модели рассеяния);

$\overline{E_{\beta}}$ - средняя энергия β-частицы, МэВ·распад.

Для γ-излучения мощность поглощенной дозы в облаке выброса на расстоянии (x) от источника выпадений $P_{\gamma}^{обл}$может быть определена исходя из предположения об одинаковой степени ослабления γ-излучения в различных средах, а геометрия излучения представлена полубесконечным пространством, Гр/с [35]:

$$P_{\gamma}^{обл} = \frac{2\pi \times \Gamma_i \times Av_{in}}{\mu_s} \left\{ \frac{A}{1+\alpha_1} + \frac{1-A}{1+\alpha_2} \right\}, \qquad (5)$$

где, Γ_i – γ-постоянная i-го радионуклида, (Гр·м^2)/(с·Бк);

μ_s– линейный коэффициент ослабления γ-излучения в воздухе, зависящий от энергии излучения;

$Av_{n,i}$ – объемная активность i-го радионуклида в облаке на расстоянии x от источника выброса, Бк/ м^3;

$\rho_{возд}$– плотность воздуха, кг/м^3;

A, α_1, α_2 – константы для представления энергетического фактор накопления согласно функции Тейлора, которые зависят от энергии γ-квантов [41].

Важно отметить, что величины мощности дозы $P_{\gamma}^{обл}$и $P_{\beta}^{обл}$ являются постоянными на протяжении всего времени хронических или аварийных радиоактивных выбросов.

Радионуклиды, поступающие на земную поверхность, частично задерживаются

поверхностью надземной фитомассой сельскохозяйственных растений. Основной характеристикой, определяющей задерживающую способность, является коэффициент первоначального задерживания (K_3), который пропорционален величине надземной фитомассы растений на единице площади земной поверхности [37]:

$$K_3(t) = 1 - e^{(-\Omega \cdot m(t))}, \qquad (6)$$

где, Ω – эмпирическая константа, отражающая задерживание радиоактивных выпадений растительным покровом, и принимается 2,8 м²/кг на воздушно сухую массу;

$m(t)$ – запас воздушно-сухой надземной биомассы в момент выпадений t, кг/м².

Динамику запаса воздушно сухой надземной фитомассы в первом приближении можно принять как линейно возрастающую в течение вегетационного периода [37]. Однако с большей точностью ростовые процессы сельскохозяйственных растений описывает логистическая зависимость [42, 43].

Внешнее β- и γ-облучение сельскохозяйственных растений от радионуклидов, поступивших на их поверхность, рассматривается как внутри бесконечного источника конечной толщины, равной изменяющейся в течение вегетации высоте растений. При этом рассматривается относительно однородная воздушно-растительная среда с равномерно распределенной по высоте активностью радионуклидов. Предполагается, что коэффициенты линейного ослабления и поглощения излучения в ней сопоставимы с таковыми показателями для атмосферного воздуха.

Динамика активности воздушно-растительной среды определяется одновременно протекающими процессами прироста биомассы, накопления радионуклидов вследствие их осаждения из облака выпадений и прохождения процессов очищения, обусловленных физическими и биогенными факторами. Динамика объемной активности i-го радионуклида может быть описана следующим образом:

$$q_{v,i}(t) = \frac{A_{\text{раст},i}(t)}{\rho_{\text{возд}} \cdot h(t) + m(t)} \cdot \rho_0(t), \qquad (7)$$

где, $A_{раст,i}(t)$ – динамика активности i-го радионуклида на поверхности надземной фитомассы согласно (3) на расстоянии x от источника выброса, Бк/м²;

$m(t)$, $h(t)$ – динамика величин биомассы и высоты сельскохозяйственных растений, соответственно, кг/м² и м;

$\rho_0(t)$ – динамика плотности воздушно-растительной среды, кг/м³.

Динамика мощности поглощенной дозы, обусловленной γ-излучением i-го радионуклида, находящегося в воздушно-растительной среде, может быть описана следующей зависимостью [35]:

$$P_\gamma^{\text{врс}}(t) = \frac{2\pi \times \Gamma_i \times \rho_{\text{возд}} \times q_{v,i}(t)}{\mu_s \times \rho_0(t)} \left\{ 2 \times \left(\frac{A}{1+\alpha_1} + \frac{1-A}{1+\alpha_2} \right) - E_2^*[z_1] - E_2^*[z_2] \right\}, \qquad (8)$$

где, E^*_2 – производные интегрально показательной функции Кинга, учитывающие геометрические размеры блоков излучения и приемника согласно [35].

Динамику мощности поглощенной дозы β-излучения внутри воздушно-растительной среды при условии равномерного распределения в ней активности рассчитывали по формуле [40]:

$$P_\beta^{\text{врс}}(t) = 0.5 \cdot D_\beta(t) \left\{ \begin{matrix} c^2 \cdot \alpha \left[\left(\frac{\nu \cdot 0.5 \cdot h(t)}{c} \left(2 + ln \frac{c}{\nu \cdot 0.5 \cdot h(t)}\right) + e^{1-\nu \cdot 0.5 \cdot h(t)} - 3 \right] + \\ +1 - \alpha \cdot e^{1-\nu \cdot 0.5 \cdot h(t)} \end{matrix} \right\}, \qquad (9)$$

где, $D_\beta(t)$ – динамика мощности поглощенной дозы β-излучения в воздушно-растительной среде, Гр/с:

$$D_\beta(t) = 1.6 \cdot 10^{-10} \cdot q(t) \cdot \overline{E_\beta}\,, \qquad (10)$$

где, с и α – безразмерные коэффициенты, принимаемые в зависимости от максимальной энергии β-излучения [40];

ν – линейный коэффициент поглощения, 1/см, который был получен из массового коэффициента поглощения [40].

Следует учесть, что в формуле [35] при h/2 < c/ν [...]≡0.

При рассмотрении облучения сельскохозяйственных растений от поверхности почвы следует учесть, что она не является идеально гладкой, а имеет неровности, вследствие чего происходит распределение радионуклидов в пределах тонкого слоя почвы. По этой причине предполагается рассмотреть облучение сельскохозяйственных растений от поверхности почвы как от бесконечного источника конечной толщины равной 0,5 см и плотностью в ее пределах 1 г·см$^{-3}$.

Динамика активности радионуклидов в поверхностном слое почвы определяется их поступлением из облака (часть, не задержанная поверхностью надземной фитомассы) и в процессе очищения поверхностно загрязненных растений за счет биогенных (опад фитомассы) и метеорологических (стряхивание ветром и удаление осадками) факторов. Динамика мощности поглощенной дозы сельскохозяйственных растений на высоте *Δh(t)* от γ-излучения бесконечного тонкого источника (поверхностного слоя почвы) может быть выражена следующей формулой [35]:

$$P_{\gamma}^{\text{почв}}(t) = \frac{2\pi \times \Gamma \times \rho_{\text{возд}} \times q_v^1(t)}{\mu_s \times \rho_1}\{E_2^*(z_1) - E_2^*(z_2)\}, \quad (11)$$

где, ρ_1– плотность верхнего слоя почвы, кг/м^3;

$q_v^1(t)$– динамика объемной активности радионуклида в тонком поверхностном слое почвы, Бк/м^3:

$$q_v^1(t) = \frac{\sigma_{почв}(t)}{h_1}\ , \quad (12)$$

где, h_1 – толщина слоя почвы, м.

В таком случае производная функция Кинга будет выражена аналогично (8).

Динамика мощности поглощенной дозы сельскохозяйственных растений от β-излучения радионуклидов на высоте *Δh(t)* от источника конечной толщины h_1 рассчитывается в соответствии с [40], Гр/с:

$$P_{\beta}^{\text{почв}}(t) = P_{\beta}^{h1}(t) \cdot \frac{\alpha \cdot (1 - e^{-\nu \cdot h_1})}{\left\{c^2 \cdot \alpha\left[\left(\frac{\nu \cdot h_1}{c}(2 + ln\frac{c}{\nu \cdot h_1}\right) + e^{1-\nu \cdot h_1} - 3\right] + 1 - \alpha \cdot e^{1-\nu \cdot h_1}\right\}} \cdot e^{1-\nu^{\text{врс}} \cdot \Delta h(t)}, \quad (13)$$

где $P_{\beta}^{h1}(t)$ – динамика мощности поглощенной дозы β-излучения на поверхности почвы толщиной h_1, Гр/с;

Динамика мощности поглощенной дозы β-излучения на поверхности слоя почвы толщиной h_1 определяется по формуле [40]:

$$P_{\beta}^{h1}(t) = 0.5 \cdot D_{\beta}(t)\left\{c^2 \cdot \alpha\left[\left(\frac{\nu \cdot h_1}{c}(2 + ln\frac{c}{\nu \cdot h_1}\right) + e^{1-\nu \cdot h_1} - 3\right] + 1 - \alpha \cdot e^{1-\nu \cdot h_1}\right\}, \quad (14)$$

где, D_{β}– мощность поглощенной дозы β-излучения в бесконечном источнике излучения конечной толщины (поверхностный слой почвы) с удельной активностью радионуклида в слое почвы $q_{h1}(t)$, Гр/с:

$$D_{\beta}(t) = 1{,}6 \cdot 10^{-10} \cdot q_{h1}(t) \cdot \overline{E}_{\beta}, \quad (15)$$

где, $q_{h1}(t)$ – удельная активность поверхностного слоя почвы, Бк/кг:

$$q_{h1}(t) = \frac{q_v^1(t)}{\rho_1}\ , \quad (16)$$

Следует учесть, что в формулах (13) и (14) при $h_1 < c/\nu$ [...]≡0.

Корнеобитаемый слой почвы служит источником внешнего облучения растений от радионуклидов, накопленных за предыдущие годы хронических радиоактивных выпадений или же поступивших с поверхности растений и непосредственно из атмосферы при аварийных выпадениях. Динамика его активности определяется очищением за счет радиоактивного распада и миграцией радионуклидов за пределы слоя. Предполагается равномерное распределение активности в пределах корнеобитаемого слоя при проведении агротехнических мероприятий. Геометрию излучения можно рассматривать как бесконечный источник конечной толщины, равный толщине самого корнеобитаемого слоя почвы. Таким образом, оценку мощности поглощенной дозы облучения сельскохозяйственных растений

можно выполнить в соответствии с формулами (11-16).

При корневом поступлении радионуклидов в сельскохозяйственные растения от их надземной фитомассы происходит формирование объемного бесконечного источника излучения конечной толщины, равной высоте растений. Величина корневого поступления радионуклидов определяется содержанием радионуклидов в корнеобитаемом 0-20 см слое почвы (удельной активностью или плотностью загрязнения) и параметрами накопления радионуклидов в системе «почва-надземная фитомасса растений» (коэффициент накопления или перехода) [44, 45]. Соответственно, величина мощности поглощенной дозы по γ-излучению может быть рассчитана по формуле (8), а по β-излучению – (9) и (10).

В рамках данной миграционно-дозиметрической модели предполагается проводить оценки мощности поглощенной дозы только на надземную фитомассу сельскохозяйственных растений, не оценивая дозовые показатели для подземной части.

Таким образом, разработанный миграционный блок миграционно-дозиметрической модели позволит выполнять расчеты объемной активности радионуклидов выброса в атмосфере, плотности осаждения радиоактивных выпадений на земную поверхность, а также учитывать динамику активности в системе «поверхность надземной фитомассы растений – поверхностный слой почвы» с учетом изменений биометрических показателей растений в течение вегетационного периода выпадений. Полученные данные являются исходными для расчетов динамики мощности поглощенной дозы в надземной фитомассе сельскохозяйственных растений в дозиметрическом блоке модели.

Заключение

Предложенная миграционно-дозиметрическая модель облучения сельскохозяйственных растений отличается от существующих дозиметрических моделей облучения биоты наличием двух расчетных блоков: миграционного и дозиметрического. Миграционный блок позволяет на заданном расстоянии от источника радиоактивного выброса рассчитать величины объемной активности радионуклидов выброса в атмосфере, плотности их осаждения на земную поверхность с применением Гауссовых моделей рассеяния примеси, а также динамику содержания радионуклидов в компонентах агробиогеоценоза с учетом изменений биометрических показателей сельскохозяйственных растений в течение вегетационного периода. Полученные данные по динамике удельной активности в надземной фитомассе сельскохозяйственных растений, а также на поверхности и в пахотном слое почвы являются исходными для расчетных оценок динамики мощности поглощенной дозы на надземную фитомассу посредством дозиметрического расчетного блока. Представляется, что дальнейшее развитие миграционно-дозиметрических моделей в плане совершенствования миграционной и дозиметрических составляющих станет новым шагом в дозиметрии биоты.

Список литературы

1. Публикация МКРЗ 108: Защита окружающей среды: концепция и использование референтных животных и растений / Пер. с англ. М.: Академ-Принт, 2013. 216 с.

2. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values / *P. Andersson, J. Garnier-Laplace, N.A. Beresford* [et al.] // Journal Environmental Radioactivity. 2009. Vol. 100. P. 1100-1108.

3. *Garnier-Laplace J., Beaugelin-Seiller K., Hinton T.* Fukushima wildlife dose reconstruction signals ecological consequences // Environmental Science Technology. 2011. Vol. 45. P. 5077-5078.

4. ICRP (2014). Publication 124: Protection of the Environment under Different Exposure Situations. Annals of the ICRP. 2014. Vol. 43. № 1. P. 1-60.

5. *Taranenko V., Prohl G., Gomez-Roz J.M.* Absorbed dose rate conversion coefficients for reference terrestrial biota for external photon and internal exposures // Journal Radiological Protection. 2004. Vol. 24. № 4A. P. A35-A62.

6. *Larsson C.M.* An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants // Journal Environmental Radioactivity. 2008. Vol. 99. P.1364-1370.

7. *Ulanovsky A., Prohl G.* Dosimetry for reference animals and Plants: current state and prospects: Proceedings First ICRP Symposium Int. Sys. Radiological Prot., Ann. ICRP 41 (3-4), 2012. P. 218-232.

8. An international database of radionuclide concentration ratios for wildlife: development and uses / D. *Copplestone, N.A. Beresford, J.E. Brown, T. Yanko-*

vich // Journal Environmental Radioactivity. 2013. Vol. 126. P. 288-298.

9. *Brown J.E. Beresford N.A., Hosseini A.* Approaches to providing missing transfer parameter values in the ERICA tool-how well do they work? // Journal Environmental Radioactivity. 2013. Vol. 126. P. 399-411.

10. The selection of parameter values in studies of environmental radiological impacts / *R. Avila, J.E. Brown, N.A. Beresford, A. Hosseini* // Journal Radiological Protection. 2014. Vol. 34. № 1. P. 260-263.

11. Transfer parameters for ICRP reference animals and plants collected from a forest ecosystem / *C.L. Barnett, N.A. Beresford, L.A. Walker* [et al.] // Radiation Environmental Biophysics. 2014. Vol. 53. P. 125-149.

12. Approaches to modelling radioactive contaminations in forests – Overview and guidance / *A. Diener, P. Hartmann, L. Urso* [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. 2017. Vol. 178–179. P. 203-211.

13. *Ćujić M., Dragović S.* Assessment of dose rate to terrestrial biota in the area around coal fired power plant applying ERICA tool and RESRAD BIOTA code // Journal Environmental Biophysics. 2018. Vol. 188. P. 108-114.

14. *Orabi M.* Development of a simulation model for estimating the indoor gamma radiation dose // Radiation Physics and Chemistry. 2018. Vol. 147. P. 114-117.

15. Sources and effects of ionizing radiation: Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly with scientific annexes. New York: United Nations, 2014. 311 p.

16. *Тихомиров Ф.А.* Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М.: Атомиздат, 1972. 176 с.

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

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

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

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

21. *Козубов Г.М., Таскаев А.И.* Радиобиологические исследования хвойных в районе Чернобыльской катастрофы (1986-2001 гг.). М.: ИПЦ Дизайн. Информация. Картография, 2002. 272 с.

22. Публикация 91 МКРЗ: Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека / Пер. с англ. М.: Комтехпринт, 2004. 76 с.

23. *Suter G.W.* Developing conceptual models for complex ecological risk assessments // Human and Ecological Risk Assessment. 1999. № 5. P. 375-396.

24. *Loevinger R., Berman M.* A received schema for calculating the absorbed dose from biologically distributed radionuclides // Society of Nuclear Medicine. NM/MIRD Pamphlet №1. New York, 1976. P. 115-136.

25. NCRP (1991). Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms: Report № 109 / National Council on Radiation Protection and Measurements. Bethesda, MD, 1991. 252 p.

26. IAEA (1992). Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards: Technical Reports Series № 332. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1992. 184 p.

27. *Спирин Е.В.* Метод расчета доз облучения животных для оценки последствий загрязнения окружающей среды // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Том 49. № 5. С. 608-616.

28. Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife / *D. Copplestone, S. Beilby, S. R. Jones* [et al.]. R&D Publication 128. Bristol: Environment Agency, 2001. 252 p.

29. Derivation of screening methodology for evaluating radiation dose to aquatic and terrestrial biota / *K. Higley, S. Domotor, E. Antonio, D. Kocher* // Journal of Environmental Radioactivity. 2003. № 66. P. 41-59.

30. A method for calculating dose per unit concentracion values for aquatic biota / I. *Vives, J. Battle, S.R. Jones, J.M. Gomez-Ros* // Journal of Radiological Protectio. 2004. № 24. A13-A34.

31. *Ulanovsky A., Pröhl G.* A practical method for assessment of dose conversion coefficients for aquatic biota // Journal Environmental Biophysics. 2006. Vol. 45. № 3. P. 203-214.

32.A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota. Washington: Dept. Energy, 2002. 234 p.

33. Modeling radiological dose in non-human species: principles, computerization, and application / *K. Beaugelin-Seiller, F. Jasserand, J. Garnier-Laplace, J.C. Garie* // Health Physics. 2006. Vol. 90. № 5. P. 485-493.

34. Modeling radiation exposure and radionuclide transfer for non-human species: Report of the Biota Working Group of EMRAS Theme 3. Viena: IAEA, 2010. 244 p.

35. Оценка доз облучения древесных растений в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / *С.И. Спиридонов* [и др.] //

Радиационная биология. Радиоэкология. 2008. Т. 48. № 4. С. 443-449.

36. *Гусев Н.Г., Беляев В.А.* Радиоактивные выбросы в биосфере: справочник. М.: Энергоатомиздат, 1991. 256 с.

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

38. МТ 1.2.1.15.1176-2016. Разработка и установление нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ атомных станций в атмосферный воздух: методика; утв. 23.12.2016. М.: АО «Концерн Росэнергоатом», 2016. 75 с.

39. МР 1-1/310-8. Методические рекомендации по расчету нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ из организованных источников в атмосферный воздух применительно для организаций Госкорпорации «Росатом»; утв. 15.07. 2014. М.: АО «Концерн Росэнергоатом», 2014. 84 с.

40. Радиационная дозиметрия / Под ред. Дж. Хайна и Г. Браунелла; пер. с англ., М.: Иностранная литература, 1958. 758 с.

41. *Машкович В.П., Кудрявцева А.В.* Защита от ионизирующих излучений. М.: Энергоатомиздат, 1995. 496 с.

42. *Шевелуха В.С.* Периодичность роста сельскохозяйственных растений и пути ее регулирования. М.: Колос., 1980. 455 с.

43. *Полевой А.Н.* Теория и расчет продуктивности сельскохозяйственных культур. Л.: Гидрометеоиздат, 1983. 176 с.

44. IAEA (2009). Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments (IAEA-TECDOC-1616). Vienna, 2009. 680 p.

45. ICRP (2009). Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. ICRP Publication 114, Ann. ICRP 39(6). Vienna, 2009. 111 p.

Результаты радиоэкологического мониторинга наземных экосистем в зоне строительства Балтийской АЭС

Кузнецов В.К., Карпенко Е.И., Исамов Н.Н., Гешель И.В., Андреева Н.В., Новикова Н.В.

Представлены результаты радиоэкологического мониторинга наземных экосистем в 30-км зоне строительства Балтийской АЭС. Установлено, что радиоактивность почв природных и аграрных экосистем обуславливается содержанием искусственных и естественных радионуклидов, при этом удельная активность ^{137}Cs в верхних слоях почв сельскохозяйственных угодий составляет в среднем 8 Бк/кг, а в почвах природных экосистем – 16 Бк/кг. Максимальным размером накопления радионуклидов характеризуются грибы и ягоды черники, природный травостой и многолетние бобовые культуры, минимальным – зерновые и овощные культуры. Превышения нормативов, регламентируемых СанПиН 2.3.2.1078-01 (с изм. СанПиН 2.3.2. 2650–10) по содержанию ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах сельскохозяйственной продукции растительного и животного происхождения, не обнаружено. Мощности экспозиционных доз варьируют в пределах фоновых показателей – от 0,10 до 0,15 мкЗв/ч.

Радиоэкологический мониторинг, Балтийская АЭС, наземная экосистема, естественные и искусственные радионуклиды, почва, мощность экспозиционной дозы

Ускорение темпов экономического развития страны и повышение уровня жизни населения определяет необходимость увеличения энергообеспеченности различных отраслей народного хозяйства. Одним из основных путей решения данной проблемы является рост производства энергии на атомных электростанциях. В 2012 году разработаны «Концептуальные положения стратегии развития ядерной энергетики России в XXI веке», которые определяют перспективы развития энергетического комплекса в целом [1].

В соответствии с Распоряжением Правительства Российской Федерации от 25 сентября 2009 года № 1353-р строительство Балтийской атомной станции на территории Калининградской области предполагает сооружение двух блоков мощностью не менее 1170 МВт каждый [2]. В настоящее время строительство станции временно приостановлено, однако концерн «Росэнергоатом» согласовывает возможность продолжения строительства Балтийской АЭС.

Эксплуатация АЭС даже в штатном режиме обуславливает поступление в окружающую среду строго контролируемого количества радиоактивных веществ, которые впоследствии включаются в биологические цепочки миграции, что приводит к формированию дополнительного (к естественному фону) источника облучения живых организмов, в том числе человека. В связи с этим базовой основой оценки экологического состояния окружающей среды в регионах размещения атомных станций (АЭС) является проведение длительных наблюдений (мониторинга) за воздействием выбросов и сбросов АЭС на природные и аграрные экосистемы.

Мониторинг природных и аграрных экосистем в условиях техногенного загрязнения включает систему организованных в пространстве и во времени наблюдений за загрязнением компонентов экосистем, методы анализа и оценки информации, а также прогнозирование последствий техногенного воздействия. Разнообразие возможных источников загрязнения и поступающих токсических веществ приводит к необходимости идентификации источников вредных воздействий, определении размеров и зон их влияния, а также оценки значимости различных видов загрязнителей на продуктивность экосистем, плодородие почв и качество получаемой продукции. Решение этих задач необходимо, прежде всего, для разработки природоохранных мероприятий, а также для обоснования безопасности проживания населения и рационального ведения народного хозяйства в зонах, подверженных в разной степени антропогенному воздействию.

Особое внимание к аграрным экосистемам как объекту воздействия предприятий ядерной энергетики связано со строительством АЭС в районах интенсивного ведения сельского хозяйства, где более 50 % территории занимают сельскохозяйственные угодья. Поэтому организация системы радиоэкологического мониторинга агроэкосистем в районе строительства Балтийской АЭС является важным моментом обеспечения безопасного проживания населения и снабжения его продуктами питания, соответствующими санитарно-гигиеническим нормативам.

В число основных задач радиоэкологического мониторинга входит:

– регистрация основных природных и хозяйственных характеристик агроэкосистем, наблюдение и выявление тенденций в их изменении;

– регистрация текущего уровня радиоактивного загрязнения агроэкосистем, наблюдение и выявление тенденций в его изменении;

– выявление основных путей радиоактивного загрязнения агроэкосистем, установление перечня приоритетных загрязнителей;

– оценка состояния агроэкосистем и прогноз возможных негативных последствий воздействия атомной электростанции;

– разработка рекомендаций по предупреждению и устранению негативных тенденций, связанных с загрязнением агроэкосистем.

Методы и материалы

Радиационно-экологический мониторинг в рамках инженерно-экологических изысканий на стадии разработки проектной документации проводился в пределах выбранной площадки размещения АЭС и в зоне наблюдения радиусом 30 км (рис. 1).

В соответствии с требованиями СП 151.13330.2012 до проведения исследований была разработана программа радиоэкологического мониторинга природных и аграрных экосистем в 15- и 30-км зонах БтАЭС с указанием определяемых параметров, места, вида и количества отбираемых образцов [3, 4]. Состав и содержание загрязнителей определялись в следующих компонентах:

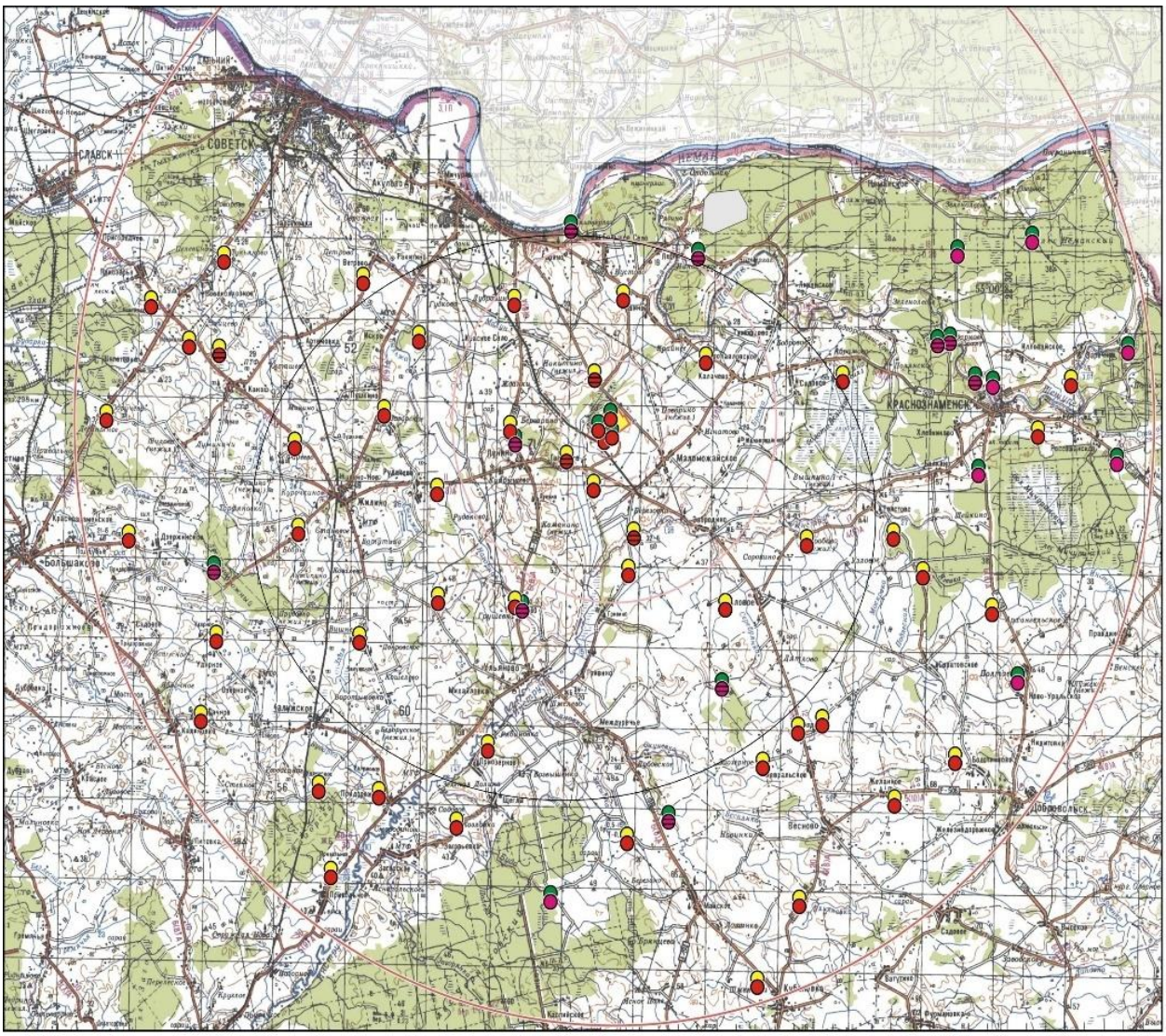
- в почвенном покрове агроэкосистем;
- в почвенном покрове отдельных экосистем естественного происхождения;
- в сельскохозяйственной продукции, выращиваемой в регионе (зерновые культуры, кормовые культуры, овощи, компоненты рациона сельскохозяйственных животных, мясо, молоко).

При этом основными параметрами, определяемыми при проведении обследования, являлись: мощность дозы γ-излучения, удельная или объемная активность радионуклидов в объектах сельского хозяйства, расчетные параметры (плотность загрязнения почв сельскохозяйственных угодий, коэффициенты накопления или коэффициенты перехода из почвы в продукцию). При обследовании сельскохозяйственных угодий руководствовались методами отбора, анализа и измерения проб, изложенными в ведомственных, общегосударственных нормативных и методических документах и утвержденных в установленном порядке [5-10]. Определение содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах осуществлялись методами гамма-спектрометрического и радиохимического анализов в стационарных условиях в соответствии с официально утвержденными методиками [9-10].

Результаты исследований

Радиационная обстановка в ряде регионов Российской Федерации связана с радиоактивными выпадениями после испытаний атомного оружия в 1954-1980 годах, радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и ПО «Маяк» в Челябинской области, а также локальными выпадениями после радиационных инцидентов на предприятиях ядерного топливного цикла. Существенно меньшее влияние оказывают атомные электростанции, работающие в режиме нормальной эксплуатации [11, 12].

Измерения мощностей экспозиционных доз, проведенные в соответствии с регламентом мониторинга, показали, что указанные значения варьируют в пределах фоновых показателей - от 0,10 до 0,15 мкЗв/ч (табл. 1). Минимальные значения экспозиционных доз наблюдаются на обрабатываемых пахотных угодьях с более легким механическим составом почв, максимальные – на целинных суглинистых почвах. На исследуемой территории не выявлено зон, в которых показания радиометра в 2 раза или более превышают среднее значение.



Условные обозначения

Точки отбора проб:

- Почвы сельскохозяйственного назначения и иные, техногенного происхождения.
- Почвы целинные (лесные, луговые), в т.ч.,
- отбираемые послойно.
- Луговая и лесная растительность (в том числе, лесная подстилка), а также растительность на техногенных грунтах.
- Сельскохозяйственные культуры, в т.ч., травы под покос, а также сено.
- Стройплощадка Балтийской атомной станции.
- Граница 3-км Зоны планирования обязательных защитных мероприятий.
- Граница 9-км Зоны наблюдений Балтийской атомной станции.
- Граница 30-км зоны Балтийской атомной станции.
- Граница 15-км зоны Балтийской атомной станции

Рисунок 1 – Карта-схема запланированного отбора проб компонентов окружающей среды в 15- и 30-км зонах размещения БтАЭС

Таблица 1

Мощность экспозиционных доз в точках отбора проб

№ п/п	Описание место отбора	Координаты		Мощность экспозиционной дозы на уровне 1 м. от земли, мкЗв/час
		С.Ш.	В.Д.	
1.	Расстояние от АЭС 20 км. Вблизи г. Красзнознаменск.	54°57´02,4´´	22°27´23,4´´	0,13
2.	Расстояние от АЭС 26 км на северо-восток. д. Долгоер. Шешупе (пойма).	54°58´3101´´	22°26´4812´´	0,12
3.	Расстояние от АЭС 15 км. К С-З от АЭС на границе 15-км зоны.	54°57´22,9´´	22°22´17,3´´	0,14
4.	Расстояние от АЭС 1 км на северо-запад. Залежь вблизи с. Маломожайское.	54°57´516´´	22°08´533´´	0,15
5.	Расстояние от АЭС 7 км на юг, от с. Маломожайское 4 км на юго-запад. Разнотравный злаковый луг.	54°53´216´´	22°10´550´´	0,12
6.	Расстояние от АЭС 14 км на юго юго-восток. От д. Узловое 1,3 км на юго-запад.	54°49´2132´´	22°15´2013´´	0,14
7.	Расстояние от АЭС 25 км на юг. 2 км от д. Майское на северо-запад. Залежь.	54°45´830´´	22°12´100´´	0,13
8.	Расстояние от АЭС 2 км на запад. Возле д. Лунино, залежь	54°55´783´´	22°04´433´´	0,12
9.	Расстояние от АЭС 1.5 км к юго-западу. д. Гановка 350 м к западу. Залежь.	54°55´312´´	22°07´2886´´	0,13
10.	Расстояние от АЭС 11 км к юго-западу. 2 км к северу от с. Ульяново. Пойма	54°51´250´´	22°04´783´´	0,12
11.	Расстояние от АЭС 25 км к западу.	54°52´366´´	21°48´750´´	0,13
12.	Расстояние от АЭС 21 км к западу. 2 км на северо-запад от Канаш	54°58´133´´	21°49´100´´	0,13
13.	Расстояние от АЭС 11 км на север. Долина р. Неман, пойменный) луг.	55°01´566´´	22°07´366´´	0,12
14.	Расстояние от АЭС 10 км к северо-востоку.	55°00´816´´	22°14´100´´	0,12
15.	Расстояние от АЭС 23 км на север. От с. Лесное 1,5 км на юго-запад. Пашня.	54°59´750´´	22°10´166´´	0,14
16.	500 м на юг от д. Абрамово	54°57´60´´	22°21´31´´	0,14
17.	500 м на север от г. Краснознаменск	54°57´54´´	22°29´10´´	0,15
18.	1,5 км на юг от д. Зеленодолье	55°01´04´´	22°27´23´´	0,10
19.	4 км на юго-восток от д. Зеленодолье	55°01´45´´	22°31´09´´	0,10
20.	2 км на восток от д. Заречное	54°58´52´´	22°36´11´´	0,14
21.	2 км на север от д. Высокое	54°57´58´´	22°33´20´´	0,10
22.	2 км на запад от д. Высокое	54°56´20´´	22°31´49´´	0,11
23.	1,5 км на юго-восток от д. Высокое	54°54´54´´	22°36´44´´	0,11
24.	д. Петропавловское	54°58´05´´	22°14´22´´	0,12
25.	1 км на юго-восток от д. Приозерье	54°59´34´´	21°45´49´´	0,12
26.	2,5 км на юго-запад от д. Шепетовка	54°56´27´´	21°43´22´´	0,12
27.	3 км на юг от д. Новоколхозное	54°58´28´´	21°47´43´´	0,12
28.	1,5 км на северо-восток от д. Новоколхозное	55°00´59´´	21°49´22´´	0,11

№ п/п	Описание место отбора	Координаты		Мощность экспозиционной дозы на уровне 1 м. от земли, мкЗв/час
		С.Ш.	В.Д.	
29.	1,5 км на северо-запад от д. Кубановка	54°41´26´´	22°17´21´´	0,13
30.	4 км на северо-запад от д. Майское	54°45´10´´	22°10´39´´	0,15
31.	6 км на запад от д. Майское	54°43´49´´	22°06´47´´	0,12
32.	1 км на юго-запад от д. Рябиновка	54°47´50´´	22°03´13´´	0,12
33.	2 км на юго-запад от д. Щеглы	54°45´42´´	22°01´57´´	0,14
34.	4 км на юго-восток от г. Неман	54°59´53´´	22°04´28´´	0,14
35.	2 км на север от д. Лунино	54°56´12´´	22°04´14´´	0,13
36.	4 км на юго-восток от д. Лунино	54°54´58´´	22°08´48´´	0,14
37.	4 км на юго-запад от д. Толстово	54°53´19´´	22°19´54´´	0,14
38.	1,5 на юго-восток от д. Толстово	54°53´37´´	22°24´07´´	0,14
39.	4 км на юго-восток от д. Толстово	54°52´36´´	22°25´58´´	0,15
40.	3 км на юг от г. Краснознаменск	54°55´13´´	22°28´44´´	0,13
41.	1 км на север от д. Новоуральск	54°49´55´´	22°30´59´´	0,15
42.	1 км на запад от д. Болотниково	54°47´38´´	22°27´38´´	0,13
43.	3 км на северо-восток от д. Волочаево	54°52´30´´	22°10´35´´	0,13
44.	800 м на запад от д. Придорожное	54°46´20´´	21°57´55´´	0,15
45.	1 км на север от д. Привольное	54°44´03´´	21°55´08´´	0,13
46.	3 км на запад от д. Придорожное	54°46´37´´	21°54´38´´	0,14
47.	1,5 км на запад от д. Узловое	54°51´43´´	22°15´39´´	0,13
48.	2,5 км на север от д. Февральское	54°48´10´´	22°19´19´´	0,14
49.	3 км на северо-восток от д. Февральское	54°48´35´´	22°20´46´´	0,13
50.	2,5 км на запад от д. Февральское	54°47´16´´	22°17´39´´	0,11
51.	4 км на юго-запад от д. Весново	54°43´45´´	22°19´38´´	0,10
52.	6 км на запад от д. Красное Село	54°58´52´´	21°59´35´´	0,13
53.	1 км на юг от д. Ветрово	55°00´06´´	21°56´45´´	0,11
54.	3 км на сверoот с. Жилино	54°55´58´´	21°53´00´´	0,11
55.	площадка БтАЭС	54°55´50´´	22°09´06´´	0,10
56.	площадка БтАЭС	54°56´07´´	22°08´48´´	0,13
57.	площадка БтАЭС	54°55´54´´	22°09´40´´	0,12
58.	площадка БтАЭС	54°56´32´´	22°09´40´´	0,12

Мощность дозы гамма-излучения также не превышает 0,3 мкЗв/ч, что свидетельствует об отсутствии локальных радиационных аномалий на обследованной территории [11, 12].

В результате обследования установлено, что радиоактивность почв природных и аграрных экосистем 30-км зоны Балтийской АЭС обусловлена содержанием искусственных и естественных радионуклидов. Спектр

искусственных радионуклидов определяется долгоживущими ^{137}Cs и ^{90}Sr. Радионуклидов наведенной активности (^{54}Mn, ^{59}Fe, ^{60}Co), а также ^{131}I и ^{134}Cs не обнаружено. Следует отметить, что удельная активность ^{137}Cs в почвах сельскохозяйственных угодий составляет в среднем 8 Бк/кг, а в почвах природных экосистем – 16 Бк/кг (рис. 2, 3).

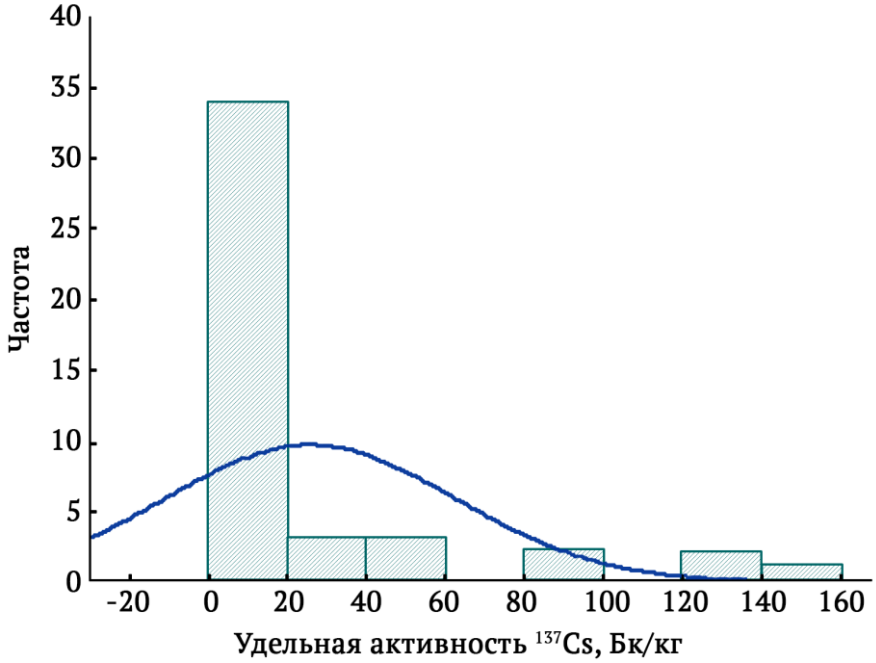


Рисунок 2 - Содержание ^{137}Cs в почвах природных экосистем 15-км зоны Балтийской АЭС

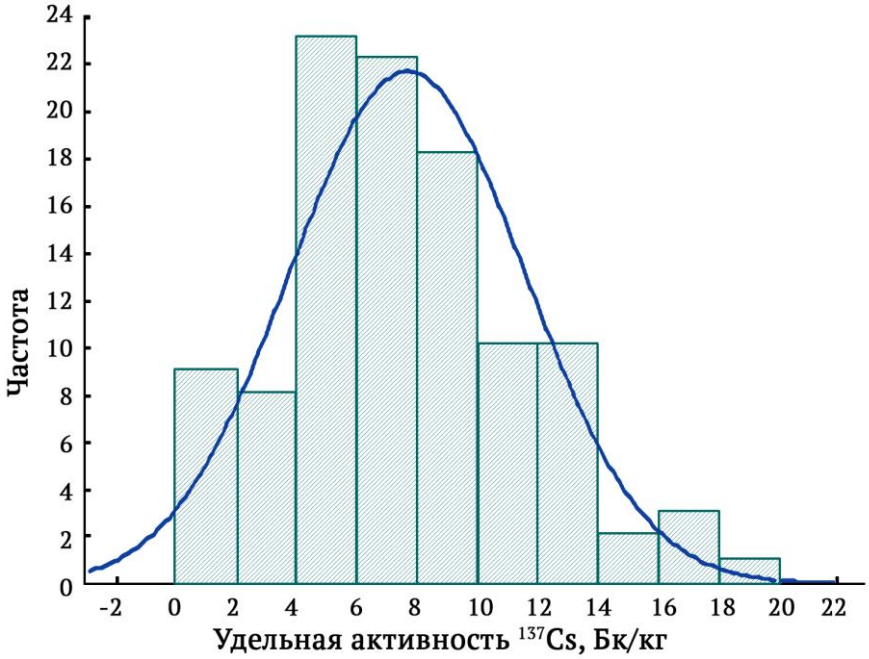


Рисунок 3 - Содержание ^{137}Cs в почвах сельскохозяйственных угодий 30-км зоны Балтийской АЭС

Имеющееся увеличение среднего содержания ^{137}Cs в почвах природных и аграрных экосистем вызвано влиянием выпадений в результате аварии на Чернобыльской АЭС и в большей степени характерно для естественных целинных участков, на которых основное количество ^{137}Cs содержится в верхних слоях, что определяет повышенное содержание радионуклидов в слое 0-10 см.

Таким образом, наблюдаемое варьирование значений содержания ^{137}Cs в почвах определяется в основном видом сельскохозяйственных угодий и природных экосистем. При этом целинные природные участки, в почве которых основное содержание ^{137}Cs наблюдается в верхних 0-10 см слое, вносят основной вклад в выборку значений с максимальным уровнем содержания ^{137}C (рис 2). Пахотные угодья, на которых ^{137}Cs равномерно распределен в пахотном 0-20 см слое, являются источниками минимальных и средних значений уровней содержания ^{137}Cs в почвах (рис. 3). На пахотных угодьях за счет многократно проводимых механических обработок почвы все суммарное количество ^{137}Cs достаточно равномерно распределено в слое 0-20 см. На целинных же участках, напротив, основное количество радионуклидов находится в верхнем 0-10 см слое почвы, что оказывает влияние как на размеры накопления ^{137}Cs в растениях, так и на характер определяемой в момент отбора проб экспозиционной дозы. Следует отметить, что удельная активность ^{137}Cs в нарушенных почвах площадки Балтийской АЭС составляет менее 1 Бк/кг.

В результате исследований установлено, что содержание ^{90}Sr в почве варьирует от 0,3 до 15,8 Бк/кг, что в целом укладывается в диапазон значений, определяемых преимущественно глобальными выпадениями (табл. 2). При этом не обнаружено каких-либо существенных различий в содержании ^{90}Sr в почвах 30-км зоны Балтийской АЭС.

Одним из естественных источников облучения объектов живой природы являются радиоактивные элементы рядов ^{238}U и ^{232}Th, а также ^{40}K, содержащиеся в земной коре. В биосфере наиболее распространенным естественным радионуклидом является ^{40}K. Среднее содержание естественного калия на сырую массу растений составляет ~ 0,05 %. Более всего его содержится в бобовых кормовых травах – 0,35 % на сырую массу. Содержание урана, тория и радия в растениях сильно зависит от радиоактивности почвы, воды и может изменяться в сотни и тысячу раз [13, 14].

В результате исследований установлено, что содержание естественных радионуклидов в районе исследований, соответствует обычному радионуклидному составу поверхностных слоев почв, характерных для Европейской части Российской Федерации [11]. Распределение естественных радионуклидов в почвах 30-км зоны строительства Балтийской АЭС представлено на рисунке 4.

Среднее содержание ^{40}K составляет 694 Бк/кг, ^{226}Ra и ^{232}Th, соответственно, 25 и 27 Бк/кг. Варьирование средних значений по выделенным зонам определяется неоднородностью свойств почв, и, в частности, механическим составом и органическим веществом почв. При этом минимальное содержание естественных радионуклидов наблюдается на почвах легкого механического состава, максимальное – на глинистых почвах. Среднее содержание естественных радионуклидов в почвах площадки размещения Балтийской АЭС составляет: ^{40}K – 638 Бк/кг, ^{226}Ra и ^{232}Th, соответственно, 20 и 19 Бк/кг.

Суммарная активность искусственных радионуклидов в урожае растений также определяется долгоживущими ^{137}Cs и ^{90}Sr. В значительной части анализируемых проб уровни содержания ^{137}Cs находятся ниже приборного предела обнаружения (табл. 3).

Вклад естественных радионуклидов в суммарную активность продукции полностью определяется ^{40}K. Естественные радионуклиды ^{226}Ra и ^{232}Th обладают низкой биологической подвижностью и в растениях накапливаются в минимальных количествах. В связи с чем, во всех анализируемых образцах уровни содержания данных радионуклидов находятся ниже приборного предела обнаружения.

Максимальное содержание ^{137}Cs выявлено в грибах и ягодах (черника) – 3,3 и 8,5 Бк/кг соответственно, а в молоке, мясе, плодоовощной продукции и кормах частных подворий радионуклиды соответствуют фоновым значениям или находятся ниже предела приборного обнаружения (табл. 3).

Таблица 2

Содержание ^{90}Sr в почвах 15-км зоны Балтийской АЭС

№ п/п	Шифр пробы	Глубина отбора, см	Удельная активность на сухой вес, Бк/кг
1.	КЛКТ-07/15-П-3-1	0-2	3,6±1,9
2.	КЛКТ-07/15-П-3-2	2-5	9,3±1,3
3.	КЛКТ-07/15-П-3-3	5-10	12,7±8,8
4.	КЛКТ-07/15-П-3-4	10-20	10,0±1,2
5.	КЛКТ-08/15-П-5-1	0-2	6,2±3,5
6.	КЛКТ-08/15-П-5-2	2-5	10,6±4,1
7.	КЛКТ-08/15-П-5-3	5-10	4,8±1,7
8.	КЛКТ-08/15-П-5-4	10-20	0,3±1,6
9.	КЛКТ-08/15-П-9-1	0-2	0,6±3,3
10.	КЛКТ-08/15-П-9-2	2-5	1,5±1,5
11.	КЛКТ-08/15-П-9-3	5-10	1,3±2,4
12.	КЛКТ-08/15-П-9-4	10-20	0,3±1,9
13.	КЛКТ-07/15-П-15-1	0-2	5,2±1,8
14.	КЛКТ-07/15-П-15-2	2-5	4,1±2,1
15.	КЛКТ-07/15-П-15-3	5-10	5,4±2,3
16.	КЛКТ-07/15-П-15-4	10-20	4,3±2,0
17.	КЛКТ-07/15-П-2-1	0-2	15,8±8,2
18.	КЛКТ-07/15-П-2-2	2-5	12,0±3,5
19.	КЛКТ-07/15-П-2-3	5-10	8,4±2,2
20.	КЛКТ-07/15-П-2-4	10-20	2,1±0,9
21.	КЛКТ-07/15-П-1-1	0-20	2,4±1,5
22.	КЛКТ-07/15-П-1-2	20-30	1,1±0,9
23.	КЛКТ-07/15-П-13-1	0-2	5,8±2,5
24.	КЛКТ-07/15-П-13-2	2-5	4,0±1,9
25.	КЛКТ-07/15-П-13-3	5-10	1,2±0,9
26.	КЛКТ-07/15-П-13-4	10-20	0,8±0,7
27.	КЛКТ-07/15-П-7-1	0-2	2,3±1,8
28.	КЛКТ-07/15-П-7-2	2-5	1,8±1,6
29.	КЛКТ-07/15-П-7-3	5-10	2,0±1,3
30.	КЛКТ-07/15-П-7-4	10-20	0,8±0,7
31.	КЛКТ-07/15-П-8-1	0-2	2,3±1,9
32.	КЛКТ-07/15-П-8-2	2-5	3,5±2,2
33.	КЛКТ-07/15-П-8-3	5-10	2,4±1,3
34.	КЛКТ-07/15-П-8-4	10-20	1,0±0,8
35.	КЛКТ-07/15-П-10-1	0-2	7,0±2,2
36.	КЛКТ-07/15-П-10-2	2-5	5,4±3,1
37.	КЛКТ-07/15-П-10-3	5-10	1,1±0,9

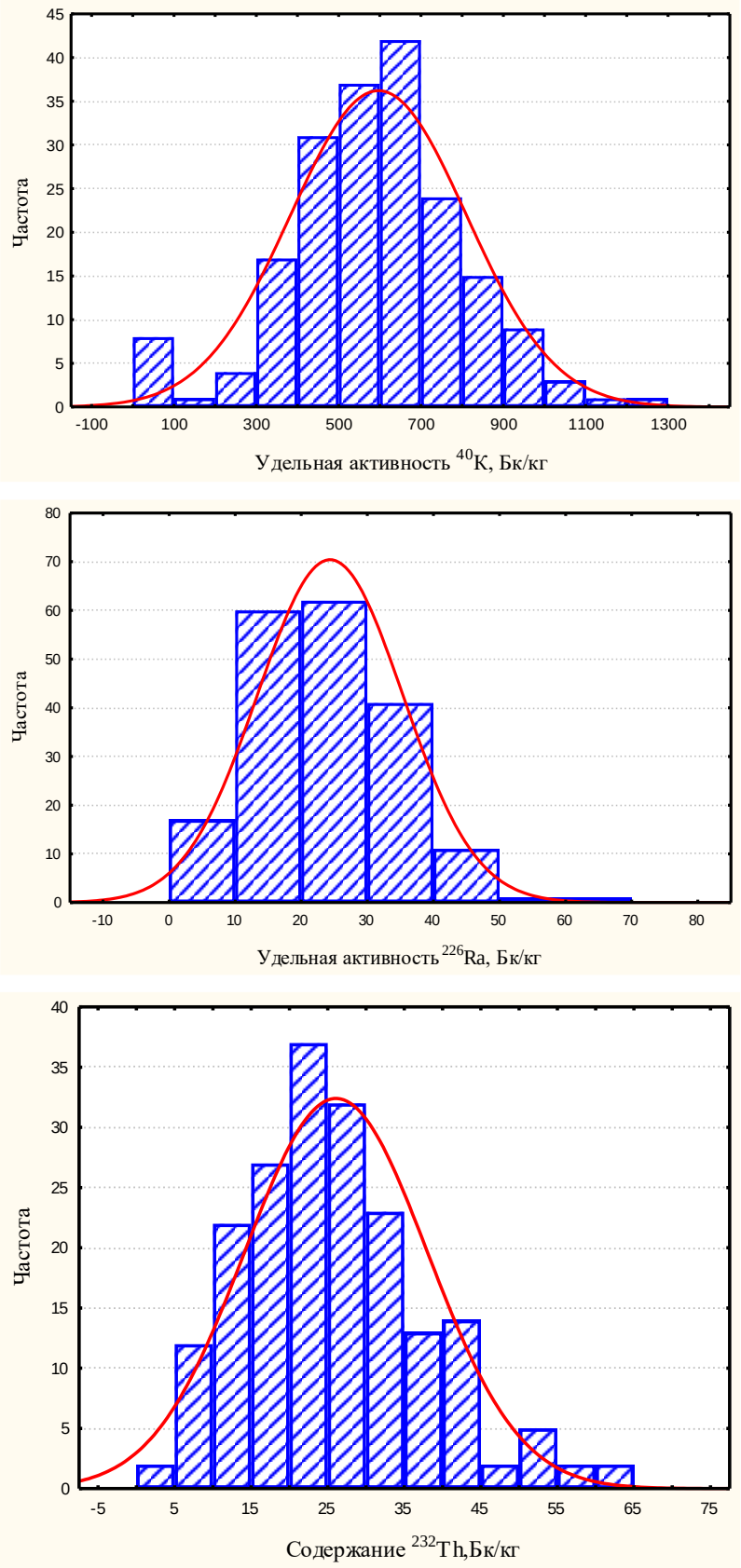


Рисунок 4 – Распределение ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th в почвах 30-км зоны обследования Балтийской АЭС

Таблица 3

Содержание искусственных и естественных радионуклидов в сельскохозяйственной продукции животноводства, растениеводства и компонентах рациона кормления сельскохозяйственных животных

№ п/п	Шифр пробы	Вид пробы	Удельная активность на натуральную влажность, Бк/кг			
			^{137}Cs	Погрешность	^{40}K	Погрешность
1.	КЛ-07/15-ПП-1	Грибы	3,3	0,3	99,2	15,8
2.	КЛ-07/15-ПП-2	Грибы	3,2	0,3	94,3	14
3.	КЛ-07/15-ПП-3	Черника	8,5	0,7	21	6
4.	КЛ-07/15-ПП-4	Черника	7,6	0,4	20	4
5.	КЛ-07/15-ПП-5	Картофель	<0,04	-	168	2,1
6.	КЛ-07/15-ПП-6	Картофель	<0,04	-	189	10,5
7.	КЛ-07/15-ПП-7	Картофель	<0,04	-	172	3,4
8.	КЛ-07/15-ПП-8	Огурцы	0,036	0,028	63,2	10
9.	КЛ-07/15-ПП-9	Капуста	<0,025	-	72,5	2,5
10.	КЛ-07/15-ПП-10	Морковь	<0,08	-	97,2	5,6
11.	КЛ-07/15-ПП-11	Лук	<0,09	-	86,4	4,95
12.	КЛ-07/15-ПП-12	Свекла	0,055	0,035	168	10
13.	КЛ-07/15-ПП-13	Морковь	0,036	0,018	72	4,5
14.	КЛ-07/15-ПП-14	Капуста	<0,07	-	56	3,5
15.	КЛ-07/15-ПП-15	Огурцы	0,025	0,02	67,5	7,5
16.	КЛ-07/15-ПП-16	Черная смородина	<0,2	-	80	8
17.	КЛ-07/15-ПП-17	Крыжовник	0,54	0,126	59,16	5,49
18.	КЛ-07/15-ПП-18	Молоко (коровье)	0,027	0,01	53,82	4,68
19.	КЛ-07/15-ПП-19	Молоко (коровье)	0,03	0,01	55,51	4,94
20.	КЛ-07/15-ПП-20	Сметана	<0,2	-	18	8
21.	КЛ-07/15-ПП-21	Творог	0,05	0,025	8,5	1,25
22.	КЛ-07/15-ПП-22	Мясо (свинина)	<0,06	-	118,2	10,8
23.	КЛ-07/15-ПП-23	Мясо (говядина)	<0,06	-	112,6	10,2
24.	КЛ-07/15-К-1	Размол (корм для КРС)	<3*	-	1130	178*
25.	КЛ-07/15-К-2	Размол (корм для птиц)	<0,5*	-	117	12*
26.	КЛ-07/15-К-3	Размол (корм для свиней)	<0,2*	-	130	15*
27.	КЛ-07/15-К-4	Размол (корм для МРС)	<0,4*	-	124	15*
28.	КЛ-07/15-К-5	Размол (корм для КРС)	<0,3*	-	125	13*
29.	КЛ-07/15-К-6	Размол (корм для птиц)	<0,3*	-	212	26*
30.	КЛ-07/15-К-7	Размол (корм для свиней)	<0,2*	-	124	15*
31.	КЛ-07/15-К-8	Размол (корм для МРС)	<0,8*	-	127	13*
32.	КЛ-07/15-К-9	Размол (корм для КРС)	<0,4*	-	210	20*
33.	КЛ-07/15-К-10	Размол (корм для птиц)	<0,3*	-	168	10*
34.	КЛ-07/15-К-11	Размол (корм для свиней)	<0,2*	-	229	25*
35.	КЛ-07/15-К-12	Размол (корм для МРС)	<0,3*	-	120	12*
36.	КЛ-07/15-К-13	Размол (корм для КРС)	<0,3*	-	115	15*
37.	КЛ-07/15-К-14	Размол (корм для птиц)	<0,4*	-	213	25*
38.	КЛ-07/15-К-15	Размол (корм для свиней)	<1,5*	-	135	18*
39.	КЛ-07/15-К-16	Размол (корм для МРС)	<0,2*	-	123	15*

** – воздушно-сухая масса*

Варьирование уровней содержания радионуклидов в сельскохозяйственных растениях обусловлено влиянием свойств почв, видовых особенностей растений, погодных условий и проводимых агротехнических и агрохимических мероприятий. В зависимости от типа и, соответственно, свойств почв прослеживается тенденция большего накопления радионуклидов в растениях на более легких по механическому составу почв. Максимальным размером накопления радионуклидов характеризуется природный травостой и многолетние бобовые культуры, минимальным – зерновые и овощные культуры. Следует также отметить, что ни в одной из проб сельскохозяйственной продукции растительного и животного происхождения превышения нормативов, регламентируемых СанПиН 2.3.2.1078-01 (с изм. СанПиН 2.3.2. 2650 – 10), по содержанию ^{137}Cs и ^{90}Sr не обнаружено (табл. 4) [15, 16].

Таблица 4

Допустимый уровень по СанПиН 2.3.2.1078-01 (с изм. СанПиН 2.3.2. 2650 – 10), Бк/кг

Вид продукта	^{90}Sr	^{137}Cs
Овощи	40	80
Картофель	40	80
Молоко	25	100

На основе данных мониторинга были рассчитаны коэффициенты накопления радионуклидов в растениях, которые показали, что наиболее высокими показателями накопления искусственных радионуклидов характеризуются бобовые культуры. Вместе с тем дикорастущий папоротник накапливает ^{137}Cs в два раза больше, чем его содержится в почве (табл. 5).

Таблица 5

Коэффициенты накопления ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{40}K для различных культур

Культура	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K
Бобовые	0,32	4,73	0,7
Злаковое разнотравье	0,13	0,61	0,79
Кукуруза	0,13	-	1,23
Озимая пшеница	0,07	-	0,19
Пшеница	0,09	-	0,20
Рапс	0,26	-	0,63
Сено (злаковое разнотравье)	0,17	-	0,61
Ячмень	0,22	-	0,19
Многолетние травы	0,15	-	0,6
Сныть	0,05	-	3,36
Таволга	0,87	6,76	1,54
Папоротник	1,96	1,52	2,8

Заключение

В результате проведения радиоэкологического мониторинга 30-км зоны Балтийской АЭС установлено, что радиоактивность почв природных и аграрных экосистем 15-км зоны Балтийской АЭС обусловлена содержанием искусственных и естественных радионуклидов. Спектр искусственных радионуклидов определяется долгоживущими ^{137}Cs и ^{90}Sr. Радионуклидов наведенной активности (^{54}Mn, ^{59}Fe, ^{60}Co), а также ^{131}I и ^{134}Cs не обнаружено. Удельная активность ^{137}Cs в почвах сельскохозяйственных угодий составляет в среднем 8 Бк/кг, а в почвах природных экосистем – 16 Бк/кг. Имеющееся увеличение среднего содержания ^{137}Cs в почвах природных и аграрных экосистем вызвано влиянием выпадений в результате аварии на

Чернобыльской АЭС и в большей степени характерно для естественных целинных участков, на которых основное количество ^{137}Cs содержится в верхних слоях, что определяет повышенное содержание радионуклидов в слое 0-10 см.

Состав и количественное содержание естественных радионуклидов в поверхностных слоях почв района исследований характерно для Европейской части Российской Федерации.

Содержание искусственных радионуклидов в сельскохозяйственных растениях существенно варьирует, что обуславливается влиянием свойств почв, видовых особенностей растений, погодных условий и проводимых агротехнических и агрохимических мероприятий. В зависимости от типа и, соответственно, свойств почв прослеживается тенденция большего накопления радионуклидов в растениях из более легких по механическому составу почв. Максимальным размером накопления радионуклидов характеризуется природный травостой и многолетние бобовые культуры, минимальным – зерновые и овощные культуры.

Суммарная активность искусственных радионуклидов в урожае растений определяется долгоживущими ^{137}Cs и ^{90}Sr, а из естественных радионуклидов ^{40}K. Максимальное содержание ^{137}Cs выявлено в грибах и ягодах (черника) – 3,3 и 8,5 Бк/кг. Ни в одной из проб сельскохозяйственной продукции растительного и животного происхождения превышения нормативов, регламентируемых СанПиН 2.3.2. 2650 – 10 по содержанию ^{137}Cs и ^{90}Sr, не обнаружено.

Полученные результаты могут быть использованы для радиационно-гигиенической оценки возможного загрязнения основных компонентов агроэкосистем, выявления наиболее критических путей миграции радионуклидов в системе почва-растение, а также для прогнозирования поведения радионуклидов и тяжелых металлов.

Литература

1. Концептуальные положения стратегии развития ядерной энергетики России в XXI веке / *Е.Н. Аврорин, Е.О. Адамов, Р.М. Алексахин* [и др.]. М.: ОАО «НИКИЭТ», 2012. 62 с.

2. О сооружении Балтийской АЭС в Калининградской области от 25 сентября 2009 г. № 1353-р: распоряжение Правительства Российской Федерации.

3. СП 47.13330.2012 Инженерные изыскания для строительства. Основные положения СНиП 11-02-967: свод правил (утв. приказом Федерального агентства по строительству и жилищно-коммунальному хозяйству (Госстрой России) от 10 декабря 2012 г. № 83/ГС)

4. СП 151.13330.2012 Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС: свод правил (утв. приказом Федерального агентства по строительству и жилищно-коммунальному хозяйству (Госстрой) от 25 декабря 2012 г. № 110/ГС).

5. МУ 2.6.1.2398-08. Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка земельных участков под строительство жилых домов, зданий и сооружений общественного и производственного назначения в части обеспечения радиационной безопасности: Методические указания (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 02.07.2008).

6. Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель // Охрана почв: сборник нормативных актов. М.: РЭФИА, 1996. С. 174-196.

7. МУ 13.5.13-00. Организация государственного радиоэкологического мониторинга агроэкосистем в зоне воздействия радиационно опасных объектов: Методические указания (утв. Минсельхозом РФ 7 августа 2000 г.).

8. МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест: Методические указания. (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 05.023.1999).

9. ОСТ 10 071-95 Почвы. Методика определения Cs-137 в почвах сельхозугодий: Стандарт отрасли (утв. заместителем министра сельского хозяйства и продовольствия Российской Федерации А.Г. Ефремовым 14.04.1995).

10. ОСТ 10 070-95 Почвы. Методика определения Sr-90 в почвах сельхозугодий: Стандарт отрасли (утв. заместителем министра сельского хозяйства и продовольствия Российской Федерации А.Г. Ефремовым 14.04.1995).

11.Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств: ежегодник. Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2014. 367 с.

12. Данные по радиоактивному загрязнению территории населенных пунктов Российской Федерации цезием-137, стронцием-90 и плутонием-239+240 / Под редакцией С.М. Вакуловского. Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2015. 225 с.

13. Источники и действие ионизирующей радиации: Доклад НКДАР ООН по действию атомной радиации за 1977 г. Генеральной Ассамблее:

с приложениями в трех томах ООН. Нью-Йорк, 1978. Т. 1.

14. Облучение от естественных источников ионизирующего излучения: Научный комитет ООН по действию атомной радиации (НКДАР). Тридцать седьмая сессия. Вена, 7 июня 1988 г.

15. СанПиН 2.3.2.2650-10 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Доп. и изм. №18 к СанПиН 2.3.2.1078-01: санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010.

16. СанПиН 2.3.2.1078-01 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов: санитарно-эпидемиологические правила и нормы. М.: Минздрав РФ, 2002. 164 с.

Сравнительная оценка дозовой нагрузки на население от атмосферных выбросов предприятий атомно-промышленного комплекса в регионе расположения Ленинградской АЭС

Спиридонов С.И., Куртмулаева В.Э., Карпенко Е.И.

Выполнена сравнительная оценка дозовой нагрузки на население от атмосферных выбросов предприятий атомно-промышленного комплекса в регионе расположения Ленинградской АЭС. Наибольший вклад в дозовую нагрузку вносит предприятие по переработке и захоронению радиоактивных отходов – «РосРао». Это обстоятельство определяет итоги радиологического ранжирования путей облучения населения и отдельных радионуклидов. Для совокупности рассматриваемых предприятий основной путь облучения – поступление радионуклидов в организм человека с продуктами питания, а наиболее радиологически значимый радионуклид – ^{210}Pb. Максимальная дозовая нагрузка только от АЭС формируется, в основном, за счет радиоактивного облака с превалирующим вкладом ^{88}Kr. Суммарная дозовая нагрузка на население от комплекса предприятий в регионе расположения Ленинградской АЭС не превышает допустимого уровня.

Доза, атмосферные выбросы, радионуклиды, Ленинградская АЭС

Экологическая безопасность объектов ядерного топливного цикла (ЯТЦ) является неотъемлемым условием стратегического планирования в атомной отрасли. Объекты ЯТЦ оказывают многофакторное воздействие на окружающую среду. Однако повышенное внимание общественности обращено на радиационный фактор, специфичный для ядерного энергопроизводства.

В настоящее время прорабатываются две концепции развития ядерной энергетики России, основанные на применении инновационных технологий. В рамках двухкомпонентной концепции предусматривается вовлечение быстрых реакторов в уже сложившуюся систему, включающую реакторы на тепловых нейтронах. В качестве перспективных рассматриваются реакторы с натриевым теплоносителем – БН-1200, разрабатываемые с учетом опыта эксплуатации БН-600 и создания БН-800.

Вторая концепция, воплощенная в проекте «Прорыв», основана на использовании быстрых реакторов со свинцовым теплоносителем и смешанным нитридным уран-плутониевым топливом [1]. В настоящее время реактор такого типа БРЕСТ-ОД-300 строится на площадке Сибирского химического комбината. Отличительная особенность концепции – создание в рамках опытно-демонстрационного энергокомплекса пристанционного ядерного топливного цикла (ПЯТЦ), включающего модуль фабрикации/рефабрикации топлива, а также модуль переработки отработавшего ядерного топлива. В перспективе планируется создание свинцового реактора БР-1200 и промышленного энергокомплекса с ПЯТЦ. При доказанной конкурентоспособности такой энергокомплекс может являться основой широкомасштабной ядерной энергетики в Российской Федерации, а также базовой технологией для экспорта высокотехнологичной продукции.

Таким образом, в качестве одной из ключевых технологических «развилок», наряду с выбором типа топлива (нитрид или оксид), теплоносителя (натрий или свинец), способа удаления высокоактивных отходов, можно выделить подход к пространственной организации топливного цикла (ПЯТЦ или централизованный ЯТЦ). Поскольку в рамках ПЯТЦ сосредоточено несколько предприятий, являющихся источниками поступления радионуклидов в окружающую среду, вопросы радиоэкологических оценок дозовых нагрузок на население от комплекса объектов использования ядерной энергии представляют определенный интерес [2].

В документе СП АС-03 устанавливаются годовые допустимые выбросы радионуклидов в атмосферу и контрольные уровни выбросов за месяц для АЭС с различными типами реакторов (РБМК, ВВЭР, БН) [3]. Необходимо подчеркнуть, что эти нормативные показатели представлены для ограниченного набора радионуклидов – ^{131}I, ^{60}Co, ^{134}Cs, ^{137}Cs и ИРГ. Необходимость проработки вопросов, связанных с учетом более широкого радионуклидного состава выбросов объектов ЯТЦ, обсуждаются в работе [4]. Другая проблема касается возможного наложения радиоактивных выпадений при наличии

комплекса объектов – источников поступления радионуклидов в атмосферу. В этой связи представляется целесообразным проведение радиоэкологических оценок для регионов, в которых расположены такие объекты.

В настоящей статье обсуждаются результаты сравнительных расчетов дозовой нагрузки на население от атмосферных выбросов предприятий атомно-промышленного комплекса на территории, прилегающей к Ленинградской АЭС.

Исходные данные и расчетный инструментарий

Ленинградская АЭС (ЛАЭС) расположена на западе Ленинградской области, на побережье Копорской губы Финского залива, в промышленной зоне г. Сосновый Бор, в 80 км от Санкт-Петербурга [5]. ЛАЭС, введенная в эксплуатацию в 1973 г., состоит из четырех энергоблоков РБМК-1000. Установленная мощность АЭС – 4000 МВт. В 2007 г. началось строительство Ленинградской АЭС-2 с новым типом реактора ВВЭР-1200. Энергетический пуск первого энергоблока состоялся весной 2018 г.

К источникам техногенного загрязнения района расположения Ленинградской АЭС относятся не только выбросы АЭС, но и выбросы других радиационно-опасных объектов, расположенных на рассматриваемой территории: ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А.П. Александрова» (далее – НИТИ); Ленинградское отделение филиала «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «РосРАО» (бывший Ленинградский специализированный комбинат «Радон»).

Основной деятельностью ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» является выполнение научно-исследовательских, опытно-конструкторских и технологических работ по комплексной отработке и испытаниям судовых и корабельных ядерных энергетических установок (ЯЭУ), новых проектных, конструкторских и технологических решений атомных станций и других объектов использования атомной энергии, их частей, систем и оборудования [6].

Ленинградское отделение филиала «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «РосРАО» (бывший Ленинградский специализированный комбинат «Радон») – предприятие по переработке и временному хранению радиоактивных отходов низкой и средней активности в приповерхностных хранилищах. Основными источниками выбросов долгоживущих радионуклидов в атмосферу являются установки сжигания и битумирования радиоактивных отходов и градирня.

Газоаэрозольные выбросы в атмосферу на ЛАЭС и НИТИ осуществляются через вентиляционные трубы высотой 100 м. Высота труб РосРао существенно меньше – 26 м. Составы годовых атмосферных выбросов ЛАЭС, НИТИ и РосРао [4, 5] представлены в таблице 1. Поскольку данные по составу ИРГ в выбросе ЛАЭС отсутствуют, значения активностей отдельных радиоактивных газов восстановлены исходя из их относительного содержания в выбросе типового реактора РБМК-1000.

На рисунке 1 представлена суммарная активность выбросов в атмосферу радионуклидов с предприятий, входящих в зону наблюдения (ЗН) ЛАЭС.

Для расчетов использовался программный пакет CROM, предназначенный для оценки дозовых нагрузок на население при непрерывных и затяжных радиоактивных выбросах в атмосферу. Это программное средство интегрирует концептуальные подходы и модели, представленные в документе МАГАТЭ SRS-19 [7]. CROM позволяет рассчитать дисперсию радионуклидов в воздушной среде и осаждение радиоактивных веществ на земную поверхность. В результате оценивается содержание радионуклидов в компонентах окружающей среды и дозовые нагрузки с учетом различных путей облучения человека.

Оценка доз облучения взрослого населения осуществлялись в рамках «точечного» подхода для расстояния 2 км от источника выброса в направлении с преобладающим переносом радионуклидов. Для учета процессов, связанных с накоплением долгоживущих радионуклидов в почве при хронических выпадениях, расчеты проведены для длительных периодов работы предприятий (50 лет).

Таблица 1

Составы атмосферных выбросов предприятий атомно-промышленного комплекса в регионе расположения Ленинградской АЭС, Бк/год

Радионуклид	НИТИ	ЛАЭС	РосРао
^{41}Ar	4,0E+10	6,9E+11	–
^{85}Kr	–	1,6E+12	–
^{85m}Kr	3,6E+11	1,5E+13	–
^{87}Kr	2,5E+11	3,1E+13	–
^{88}Kr	7,4E+11	4,3E+13	–
^{133}Xe	7,9E+11	8,1E+13	–
^{135}Xe	9,2E+11	5,8E+13	–
^{60}Co	–	1,4E+08	–
^{134}Cs	–	1,3E+07	–
^{137}Cs	2,1E+05	3,1E+07	4,1E+08
^{131}I	–	2,3E+08	–
^{210}Pb	–	–	9,0E+07
^{210}Po	–	–	7,3E+06
^{239}Pu	–	–	7,3E+06
^{90}Sr	1,1E+05	–	3,2E+08
^{3}H	–	–	2,4E+12

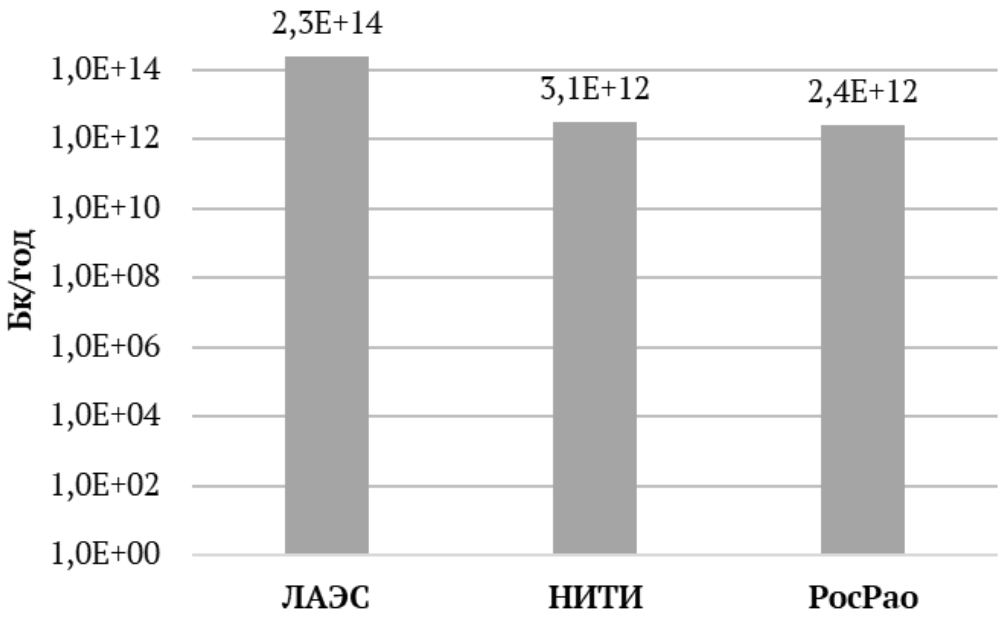


Рисунок 1 – Суммарная активность выброса радионуклидов с предприятий ЗН ЛАЭС, Бк/год

Результаты оценки дозовых нагрузок

Рассчитанные значения годовых эффективных доз облучения населения от отдельных радионуклидов, присутствующих в атмосферных выбросах ЛАЭС, приведены в таблице 2. Суммарная дозовая нагрузка формируется в основном за счет инертных радиоактивных газов и составляет 0,3 мкЗв/год. Вклад ИРГ в годовую дозу составляет 80 % (рис. 2). Основной дозообразующий радионуклид – ^{88}Kr (56 %).

Доза внешнего облучения населения составляет 0,2 мкЗв/год. Вклад ^{88}Kr в дозу внешнего облучения составляет 62 %, в облучение от облака – 70 %. Дозовая нагрузка от радионуклидов, содержащихся в почве, формируется по различным путям облучения в основном за счет ^{60}Co (90 %).

Значимый вклад в дозу внутреннего облучения вносит доза от потребления продуктов питания (рис. 3), основной дозообразующий радионуклид – ^{131}I (43 %). Максимальный вклад в дозу от ингаляционного поступления в организм человека вносит ^{60}Co (69 %).

Таблица 2

Эффективная годовая доза облучения населения от газоаэрозольных выбросов ЛАЭС, мкЗв/год

Радионуклид	Эффективная доза, мкЗв/год
^{60}Co	3,3E-02
^{134}Cs	3,3E-03
^{137}Cs	7,8E-03
^{131}I	1,1E-02
^{41}Ar	1,3E-03
^{85}Kr	1,2E-05
^{85m}Kr	3,1E-03
^{87}Kr	3,7E-02
^{88}Kr	1,5E-01
^{133}Xe	3,2E-03
^{135}Xe	1,9E-02
Суммарная доза	2,8E-01

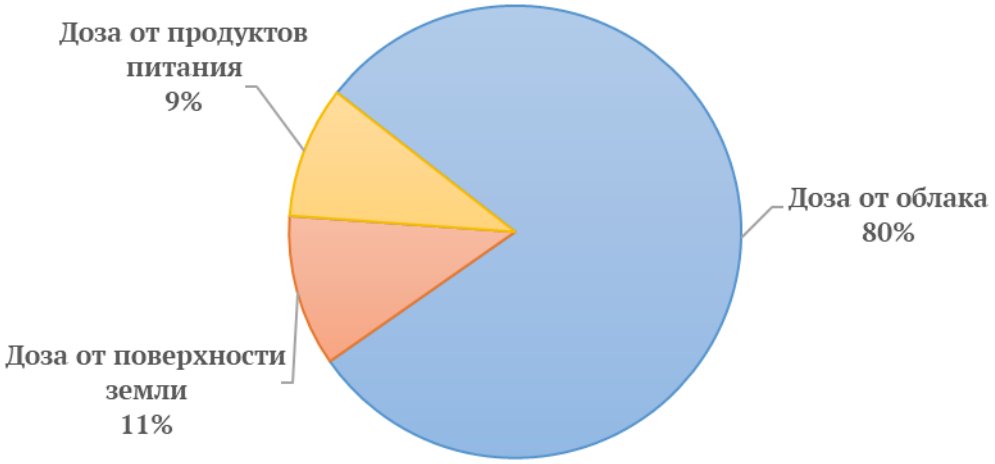


Рисунок 2 – Вклад путей облучения в годовую дозовую нагрузку на население от выбросов ЛАЭС, %

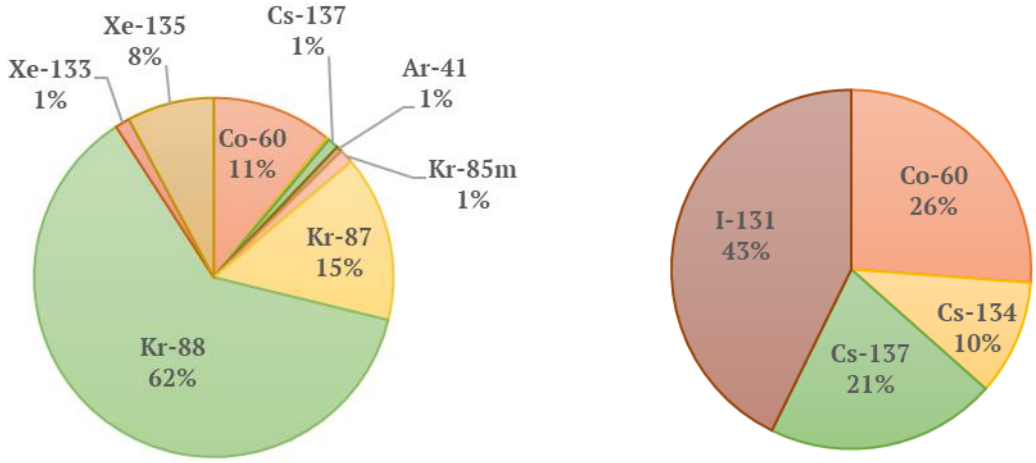


Рисунок 3 – Вклад отдельных радионуклидов в дозу внешнего (слева) и внутреннего (справа) облучения населения от выбросов ЛАЭС, %

Значения годовой эффективной дозы облучения населения от газоаэрозольных выбросов РосРао приведены в таблице 3. Вклады в дозовую нагрузку отдельных радионуклидов и путей облучения представлены на рисунке 4.

Таблица 3

Эффективная годовая доза облучения населения от газоаэрозольных выбросов РосРао, мкЗв/год

Радионуклид	Эффективная доза, мкЗв/год
^{137}Cs	4,7E-01
^{210}Pb	5,6E-01
^{210}Po	1,2E-01
^{239}Pu	2,7E-02
^{90}Sr	3,8E-01
^{3}H	5,3E-04
Суммарная доза	1,6E+00

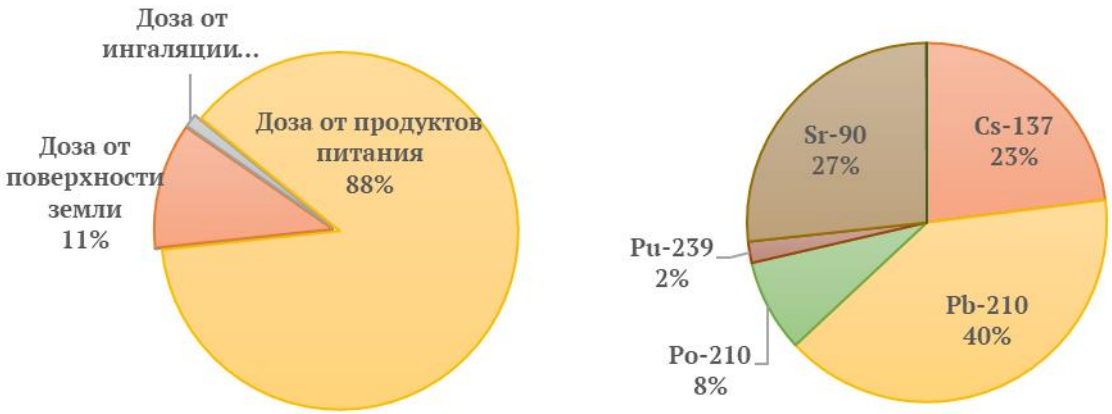


Рисунок 4 – Вклад путей облучения в дозовую нагрузку на население (слева), вклад радионуклидов в дозу внутреннего облучения населения (справа) от выбросов РосРао, %

Результаты расчетов показали, что суммарная годовая доза облучения населения от выбросов РосРао составляет 1,6 мкЗв/год и формируется в основном за счет потребления местных сельхозпродуктов. Основные дозообразующие радионуклиды – ^{210}Pb (36 %), ^{137}Cs (30 %), ^{90}Sr (24 %) и ^{210}Po (8 %).

Наиболее значимый радионуклид, формирующий дозу внешнего облучения – ^{137}Cs (99 %). Доза внутреннего облучения населения за счет ингаляции сформирована за счет содержания ^{239}Pu в воздухе (68 %). Доза внутреннего облучения населения за счет потребления местных продуктов питания составляет 1,4 мкЗв/год. Критическим продуктом для взрослого населения является молоко, критический радионуклид – ^{210}Pb (40 %). На рисунке 5 представлен вклад радионуклидов в дозу внутреннего облучения от потребления продуктов питания.

Следует подчеркнуть, что программный пакет CROM позволяет рассчитать дозу облучения от ^{3}H за счет ингаляции. Оценить вклад этого радионуклида в дозовую нагрузку от потребления продуктов питания с помощью программного пакета CROM невозможно. Указанный недостаток используемого пакета приводит к недооценке дозовой нагрузки.

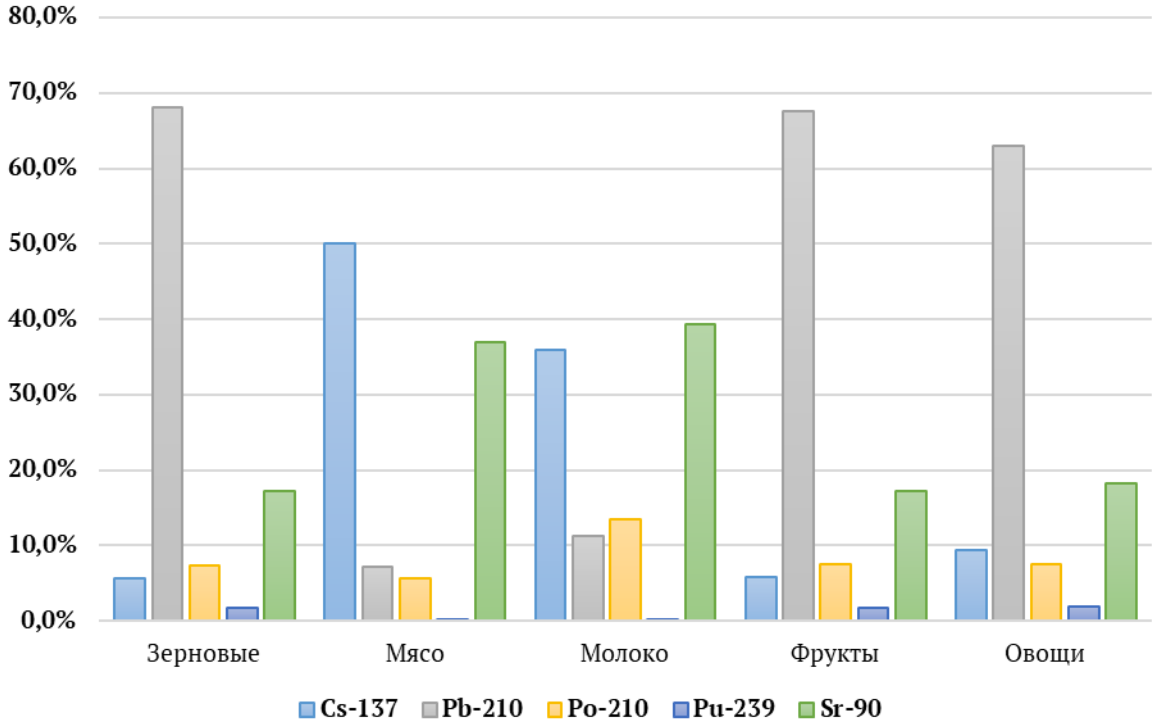


Рисунок 5 – Вклад радионуклидов в дозу внутреннего облучения населения от потребления продуктов питания за счет выбросов РосРао, %

Результаты расчета эффективной годовой дозы от газоаэрозольных выбросов НИТИ приведены в таблице 4. Вклад в дозу внешнего облучения отдельных радионуклидов представлен на рисунке 6. Эффективная годовая доза облучения населения от выбросов НИТИ образована в основном за счет инертных радиоактивных газов и составляет 0,003 мкЗв/год. Вклад ИРГ в годовую дозу составляет 98 %. Основной дозообразующий радионуклид – ^{88}Kr (75 %). Вклад ^{88}Kr в дозу облучения от облака составляет 77 %, доза от радионуклидов в почве формируется за счет ^{137}Cs (99 %). Максимальный вклад в дозу внутреннего облучения от ингаляции вносит ^{90}Sr (95 %), в дозу от продуктов питания вносит ^{137}Cs (57 %).

Таблица 4

Эффективная годовая доза облучения населения от газоаэрозольных выбросов НИТИ, мкЗв/год

Радионуклид	Эффективная доза, мкЗв/год
^{41}Ar	7,2E-05
^{137}Cs	5,2E-05
^{90}Sr	2,7E-05
^{85m}Kr	7,3E-05
^{87}Kr	2,9E-04
^{88}Kr	2,6E-03
^{133}Xe	3,1E-05
^{135} Xe	3,0E-04
Суммарная доза	3,4E-03

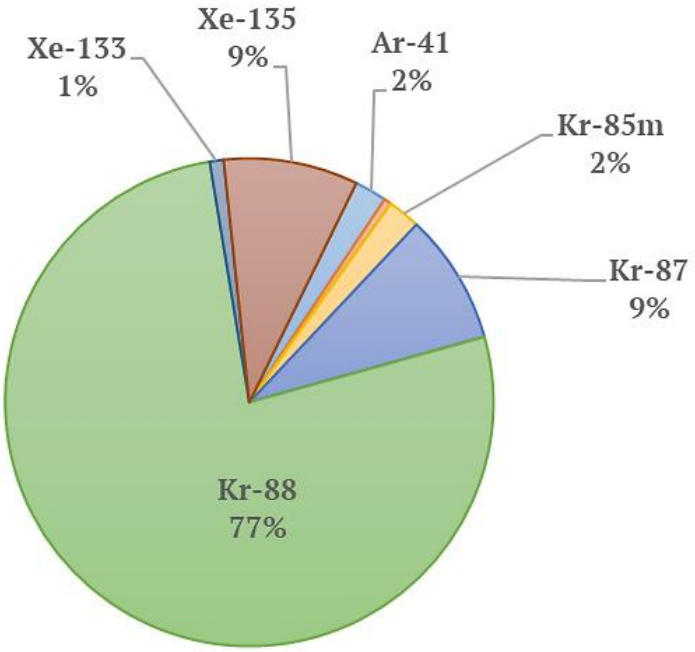


Рисунок 6 – Вклад радионуклидов в дозу внешнего облучения населения от выбросов НИТИ, %

Анализ дозовых нагрузок, полученных от атмосферных выбросов предприятий атомно-промышленного комплекса в регионе расположения Ленинградской АЭС, позволяет сделать вывод о том, что ЛАЭС не является основным дозообразующим объектом (рис. 7). Превалирующий вклад в дозу облучения населения вносит предприятие по переработке и захоронению радиоактивных отходов РосРао.

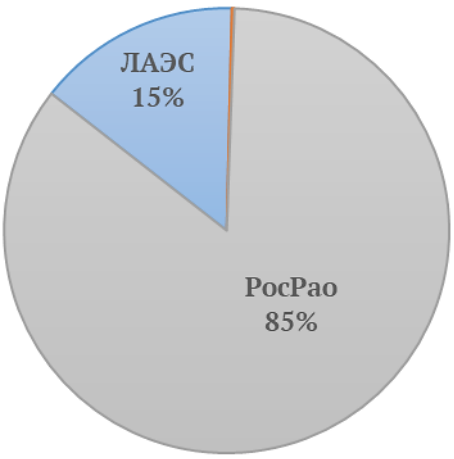


Рисунок 7 – Вклад предприятий атомно-промышленного комплекса в суммарную дозовую нагрузку на население в регионе расположения Ленинградской АЭС, %

Суммарная эффективная годовая доза на население от всех предприятий составляет 1,86 мкЗв/год или 0,2 % от предельного уровня дополнительного облучения 1 мЗв/год. Основные дозообразующие радионуклиды – ^{210}Pb, ^{137}Cs и ^{90}Sr. Основной дозообразующий путь поступления радионуклидов – потребление местных сельхозпродуктов (рис. 8).

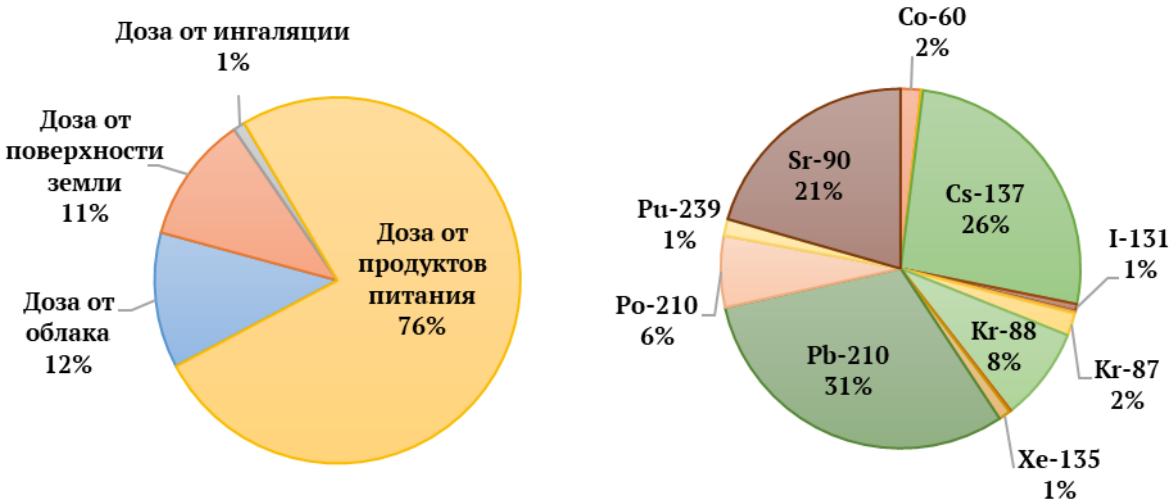


Рисунок 8 – Вклад путей облучения (слева) и отдельных радионуклидов (справа) в суммарную эффективную годовую дозу облучения населения в регионе расположения Ленинградской АЭС, %

Заключение

Полученные результаты позволяют сделать ряд выводов практического и методического плана.

Во-первых, суммарная дозовая нагрузка на население от комплекса радиационно-опасных предприятий в регионе расположения Ленинградской АЭС не превышает допустимого уровня дополнительного облучения. Следует отметить, что оценки выполнены в рамках консервативного подхода.

Во-вторых, установлено, что ЛАЭС не является основным «дозообразующим объектом» для населения в рассматриваемом регионе. Наибольший вклад в дозу облучения населения вносит предприятие по переработке и захоронению радиоактивных отходов – «РосРао». Это обстоятельство определяет итоги ранжирования путей облучения

населения и радионуклидов с точки зрения вкладов в дозовую нагрузку. Так, для комплекса рассматриваемых предприятий основной путь облучения – поступление радионуклидов в организм человека с продуктами питания, а наиболее радиологически значимый радионуклид – ^{210}Pb. Максимальная дозовая нагрузка только от ЛАЭС формируется, в основном, за счет радиоактивного облака с превалирующим вкладом ^{88}Kr.

Эти результаты целесообразно принимать во внимание при планировании мониторинговых работ в регионах расположения комплексов ядерноэнергетических предприятий. Кроме того, результаты представляют интерес с точки зрения отсутствия в нормативной документации (СП АС-03) допустимых и контрольных уровней для таких радионуклидов, как ^{210}Pb, ^{210}Po, ^{239}Pu.

В-третьих, установлено, что программный пакет CROM обладает ограниченной возможностью расчета дозовых нагрузок, формируемых тритием по всем путям облучения. Таким образом, с методической точки зрения для полновесной оценки дозовых нагрузок на население от выбросов объектов ЯТЦ пакет CROM необходимо дополнить расчетным модулем с условным названием «Доза от трития».

Список литературы

1. Проект «Прорыв» – технологический фундамент для крупномасштабной ядерной энергетики / *Е.О. Адамов* [и др.] // Известия Российской академии наук. Энергетика. 2015. №1. С. 5-12.

2. *Спиридонов С.И.* Перспективы системной радиоэкологии в решении инновационных задач ядерной энергетики // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54. №4. С. 415-422.

3. СанПин 2.6.1.24-03. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-03): санитарные правила и гигиенические нормативы: утв. 22.04.2003. НТЦ ЯРБ, 2003. 36 с.

4. *Спиридонов С.И., Карпенко Е.И., Шарпан Л.А.* Ранжирование радионуклидов и путей облучения по вкладу в дозовую нагрузку на население, формирующуюся в результате атмосферных выбросов атомных электростанций // Радиационная биология. Радиоэкология. 2013. Т. 53. №4. С. 401-410.

5. Росгидромет. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012-2016 гг.: ежегодники. Обнинск: НПО «Тайфун», 2013-2017.

6. Отчет по экологической безопасности ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» за 2012-2016 гг. Санкт-Петербург, Сосновый Бор, 2013-2017.

7. IAEA (2001). Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series №19, Vienna, 2001.

Основные подходы к организации и проектированию адаптивно-ландшафтных систем земледелия на радиоактивно загрязненных территориях в современный период времени

Кузнецов В.К., Санжарова Н.И., Санжаров А.И.

Рассмотрены актуальные аспекты организации систем защитных мероприятий на радиоактивно загрязненных территориях в современный период времени на основе ландшафтно-экологических подходов, принципы формирования систем защитных и реабилитационных мероприятий ландшафтно-экологической направленности и основные подходы к организации и проектированию адаптивно-ландшафтных систем земледелия на радиоактивно загрязненных территориях.

Радиоактивно загрязненные территории, защитные мероприятия, адаптивно-ландшафтное земледелие, ландшафтно-экологический подход

На радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодьях защитные мероприятия направлены не только на производство кормов и продовольственной продукции, отвечающих санитарно-гигиеническим нормам, но и на повышение устойчивости агроландшафтов и обеспечение выполнения ими социальных, природоохранных и ресурсовоспроизводящих функций. В связи с чем необходимо учитывать целый комплекс факторов, в том числе уровни и характер загрязнения сельскохозяйственных земель, зональные и агроландшафтные особенности территорий, специфику ведения отдельных отраслей растениеводства и животноводства, а также эколого-экономическую эффективность реабилитационных мероприятий по снижению перехода радионуклидов в продукцию. Кроме того, изменение законодательных и социально-экономических условий в стране обуславливает также необходимость учета и производственных факторов, включая агроэкологическую оценку земель и тенденции в развитии систем земледелия, которые являются базовой основой для разработки и внедрения реабилитационных мероприятий на радиоактивно загрязненных территориях.

Актуальные аспекты организации систем защитных мероприятий на радиоактивно загрязненных территориях в современный период времени на основе ландшафтно-экологических подходов

На территории бывшего СССР в регионах радиационных аварий ранее были проведены крупномасштабные исследования по сельскохозяйственной радиоэкологии, включая миграцию радионуклидов по сельскохозяйственным цепочкам и разработку систем защитных и реабилитационных мероприятий на сельскохозяйственных территориях. На территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) за более чем 20-летний период были проведены беспрецедентные для того времени полевые и производственные эксперименты по изучению миграции радионуклидов (прежде всего ^{90}Sr) в системе почва-растения-животные-сельскохозяйственная продукция. Используя богатое разнообразие почвенного покрова ВУРС (от дерново-подзолистых почв до солонцов, солодей и черноземов) и выращивая широкий набор сельскохозяйственных культур, была собрана обширная база данных о параметрах миграции радионуклидов в цепи почва-растения. Аналогичная информация была накоплена и в отношении трофической цепи: сельскохозяйственные растения-

животные-продукция (молоко, мясо и др.) [1]. На основании этой информационной базы был разработан, апробирован и внедрен в условиях реальных хозяйств комплекс защитных мероприятий во всех отраслях сельскохозяйственного производства.

Изменение радиационной обстановки после аварии на Чернобыльской АЭС в АПК потребовало принципиально нового подхода к изучению и внедрению защитных мероприятий, в том числе разработки стратегий и оптимизации их приведения в различные периоды после аварии, которые обеспечивали бы рациональное пользование материальных, людских и финансовых ресурсов.

В первый период после аварии были разработаны общие подходы к проведению защитных мероприятий по различным зонам загрязнения. На следующей стадии были разработаны защитные мероприятия с учетом почвенно-климатических особенностей территорий загрязнения. В отдаленный период после аварии были предложены новые подходы к применению защитных мероприятий, учитывающие производственную специфику сельскохозяйственных предприятий, а также эколого-экономическую эффективность защитных мероприятий, что потребовало создания адресных систем реабилитации земель с учетом почвенных, природно-климатических, геоморфологических, гидрологических и других характеристик территорий, а также оптимизации систем ведения земледелия на загрязненных территориях, включая применение удобрений, агромелиорантов, подбор видов и сортов и т.п.

В начале 2000-х годов в АПК сложились все условия для дифференцированной адаптации российского земледелия к различным природным условиям путем разработки и внедрения основных научных положений адаптивно-ландшафтного земледелия, включая методологию землеоценки и проектирования адаптивно-ландшафтных систем земледелия и агротехнологий. Вследствие чего в 1992 г. решением Сессии Россельхозакадемии был определен курс на экологизацию землепользования и адаптацию сельскохозяйственного производства к сложившимся природно-экологическим условиям путем разработки и внедрения систем земледелия с учетом типов местности и их углубленной идентификации на ландшафтной основе. Данное положение основывалось также на решениях конференции ООН по окружающей среде в Рио-де-Жанейро об устойчивом развитии природопользования в глобальном масштабе [2]. Эти решения нашли отражение в экологической доктрине Российской Федерации (№ 1225-р от 31 августа 2002 г.) [3], а также в концепции «Обеспечение устойчивого развития агропромышленного производства в условиях техногенеза» [4].

Внедрение основных принципов адаптивно-ландшафтного земледелия на радиоактивно загрязненных территориях требует разработки реабилитационных мероприятий, базирующихся на ландшафтно-экологических подходах. Учитывая, что в адаптивно-ландшафтном земледелии для различных агроландшафтов разрабатываются дифференцированные системы земледелия, которые реализуются пакетами агротехнологий для различных агроэкологических типов и групп земель, то и на радиоактивно загрязненных территориях при внедрении адаптивно-ландшафтных систем земледелия должна использоваться дифференцированная система реабилитационных мероприятий применительно к каждой категории агроландшафтов.

В настоящее время назрела необходимость разработки методологии перевода реабилитационных мероприятий, основанных на ранее разработанных производственно-зональных системах земледелия, на мероприятия адаптивно-ландшафтной направленности и последующего адресного применения реабилитационных мероприятий в каждом типологическом комплексе с агроэкологически однородными группами почв. Такие реабилитационные мероприятия являются эколого-ландшафтно-интегрированными или ландшафтно-интегрированными, то есть базирующимися на единстве экологического и ландшафтного подходов, используемых в радиоэкологии и сельскохозяйственном ландшафтоведении.

Дополнительными основаниями для разработки и внедрения систем реабилитационных мероприятий ландшафтно-адаптивной направленности являются:

а) необходимость адаптации ранее разработанных реабилитационных мероприятий, базирующихся на производственно-зональных системах земледелия, к разрабатываемым адаптивно-ландшафтным системам земледелия;

б) изменившимися за более чем 25-летний период после аварии на ЧАЭС и более чем 50-летний период после аварии на Южном Урале ландшафтно-экологическими условиями на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению;

в) изменившимися хозяйственными и социально-экономическими условиями ведения сельскохозяйственного производства;

г) особенностями проведения реабилитации радиоактивно загрязненных агроландшафтов в отдаленный период после аварии на ЧАЭС;

д) необходимость повышения радиологической и экономической эффективности реабилитационных мероприятий.

Учитывая огромные площади радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодий России с чрезвычайно разнообразными почвенно-климатическими и ландшафтно-экологическими условиями, становятся очевидными актуальность и масштаб данной проблемы.

Важно отметить, что развивая новые подходы к проектированию и внедрению защитных мероприятий на загрязненных территориях с учетом углубленной ландшафтной детализации местности, нельзя отказываться или в полной мере не учитывать преемственность с ранее разработанными защитными мероприятиями производственно-зональной направленности. Подавляющая часть из них применима для проектирования и внедрения систем защитных мероприятий на загрязненных территориях с учетом ландшафтных особенностей какого-либо определенного территориально-природного комплекса. Вместе с тем, до настоящего времени адресная систематизация защитных мероприятий для определенных групп ландшафтных комплексов не проведена, что указывает на актуальность, перспективность и важность проведения данных работ в ближайший период времени.

Основные цели и задачи разработки и внедрения защитных и реабилитационных мероприятий ландшафтно-экологической направленности на радиоактивно загрязненных территориях

Основной целью применения защитных агротехнических и агрохимических мероприятий является охрана здоровья человека путем снижения радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции и, как следствие, доз внутреннего облучения, а также повышение экологической устойчивости агроландшафтов.

С радиологической точки зрения основными задачами являются:

- обеспечение производства сельскохозяйственной продукции, соответствующей установленным санитарно-гигиеническим нормативам;
- оптимизация применения защитных мероприятий, т.е. получение сельскохозяйственной продукции с минимально возможным содержанием радионуклидов при соблюдении принципа экономической целесообразности затрат на ее производство;
- соблюдение дозовых нагрузок на сельское население.

С агрономической точки зрения основными задачами являются:

- получение максимально возможных урожаев сельскохозяйственных культур;
- обеспечение качества сельскохозяйственной продукции, соответствующей принятым стандартам;
- обеспечение приемлемой рентабельности сельскохозяйственного производства;
- поддержание почвенного плодородия в оптимальном диапазоне.

С ландшафтно-экологической точки зрения основными задачами являются:

- устойчивое развитие и функционирование агроландшафтов;
- обеспечение выполнения агроландшафтами социальных, природоохранных и ресурсовоспроизводящих функций.

Регламентация проведения специальных защитных мероприятий должна включать следующие этапы:

- обоснование необходимости проведения специальных защитных мероприятий в агроландшафтах, подвергшихся радиоактивному загрязнению, для получения продукции с содержанием радионуклидов, не превышающим нормативных требований;
- классификация типов и групп земель в рамках отдельных хозяйств по степени их потребности в реабилитации;
- определение перечня наиболее эффективных защитных мероприятий;

- разработка порядка проведения защитных мероприятий;

- оценка их радиологической, агрономической и экономической эффективности.

Критерии, определяющие необходимость проведения защитных мероприятий.

Решения о необходимости применения защитных мероприятий на сельскохозяйственных угодьях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, должны основываться на соблюдении требований установленных радиационных и санитарно-гигиенических норм. В качестве основных критериев, определяющих необходимость применения защитных мероприятий на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, можно рассматривать:

– превышение допустимых уровней содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции (СанПиН 2.3.2.1078-01) [5];

– превышение допустимых уровней концентрации радионуклидов в кормах (Ветеринарные правила ВП 13.5.13/06-01) [6].

– превышение годовой эффективной дозы облучения населения (1 мЗв/год).

Классификация агроландшафтов по степени потребности в проведении защитных мероприятий.

Классификация агроландшафтов по степени потребности в реабилитации должна проводиться на основании оценки риска превышения санитарно-гигиенических нормативов в производимой продукции – от 0, 0-10, 10-50, 50-90 и >90 %. Различия в данном показателе для отдельных угодий обусловлены влиянием следующих факторов: плотность загрязнения угодий, неоднородность загрязнения, характеристики и свойства почв, виды возделываемых культур, применяемые технологии их возделывания. На практике наблюдается комбинированное влияние этих факторов, что определяет необходимость провести классификацию угодий по потребности в реабилитационные мероприятиях.

Наиболее эффективные защитные мероприятия на первом этапе выбираются на основании радиологического критерия – снижения накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции после их применения. В последующем, в качестве критерия может быть использовано снижение доз внутреннего облучения человека после применения защитных мероприятий, а также все другие вышеуказанные агрономические и экономические показатели.

Исходя из вышеуказанных критериев обоснования необходимости организации специальных защитных мероприятий на радиоактивно загрязненной территории предполагает проведение следующих работ:

– оценка уровней загрязнения почв сельскохозяйственных угодий;

– оценка соответствия уровней загрязнения почв существующим контрольным уровням;

– оценка уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции;

– оценка соответствия содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции санитарно-гигиеническим нормам;

– выделение типов и групп земель, где невозможно получение нормативной продукции без проведения специальных защитных мероприятий.

В качестве основы для выбора вариантов проведения комплекса защитных агрохимических и агротехнических мероприятий, направленного на получение максимального эффекта от применяемых мер с минимальными дополнительными финансовыми вложениями, можно предложить классификацию радиоактивно загрязненных агроландшафтов, проведенную по следующим критериям:

– уровням радиоактивного загрязнения;

– риску превышения допустимых уровней концентрации радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур (СанПиН 2.3.2.1078-01) [5].

– риску превышения допустимых уровней концентрации радионуклидов в кормах (Ветеринарные правила ВП 13.5.13/06-01) [6];

– риску (вероятности) производства продукции животноводства с содержанием радионуклидов, превышающим нормативы (СанПиН-2.3.2.1078-01) [5].

Соблюдение принципа оптимизации

Разработка технологий применения специальных защитных мероприятий при реабилитации агроландшафтов должна проводиться на основании принципа оптимизации, т.е. эффективность мероприятий оценивается на основании радиологических, агрономических, экономических и других комплексных критериев. Классификация

агроландшафтов по потребности в объемах и видах защитных мероприятий является основой для разработки адресных реабилитационных мероприятий.

Эффект от специальных защитных мероприятий может изменяться в широких пределах и зависит как от производственно-экономических, природных, так и радиологических факторов. В связи с этим особо следует отметить необходимость применения адаптивно-оптимизационного подхода к проведению реабилитационных мероприятий, который заключается в максимально возможном учете всей совокупности комплекса природно-климатических условий и, в первую очередь, свойств почвенного покрова, в том числе уровня плодородия, морфологических и гидрологических характеристик почв, производственно-хозяйственных особенностей ведения сельскохозяйственного производства, биологических особенностей растений, наличия дешевых местных минеральных и органических ресурсов, которые могут быть использованы в качестве почвенных мелиорантов. Вместе с тем агрономическая и радиоэкологическая оценка, а также рентабельность и целесообразность их проведения должны рассматриваться в каждом конкретном случае с учетом всех вышеназванных условий на основании анализа риск-выгода.

Основные принципы формирования систем защитных и реабилитационных мероприятий ландшафтно-экологической направленности

В настоящее время организация земледелия на радиоактивно загрязненных территориях является сложной многофакторной задачей, которая базируется на основных закономерностях поведения техногенных загрязнителей в биосфере, с одной стороны, и современных подходах к агроэкологической оценке земель и тенденциях в развитии систем земледелия – с другой.

Следует отметить, что реабилитационные мероприятия на радиоактивно загрязненных угодьях не существуют изолированно от существующих систем земледелия и технологий возделывания сельскохозяйственных культур, а являются их составной частью. В связи с этим изменение существующих систем земледелия должно сопровождаться и соответствующими изменениями в подходе, разработке и внедрении систем реабилитационных мероприятий на радиоактивно загрязненных территориях. Решению таких задач в наибольшей степени соответствует адаптивно-ландшафтное земледелие, внедрение основных принципов которого на техногенно загрязненных территориях требует и внедрения защитных мероприятий эколого-ландшафтной направленности.

Таким образом, в настоящий период, учитывая ярко выраженные текущие процессы экологизации земледелия и начавшийся переход с производственно-зональных систем земледелия на адаптивно-ландшафтные, становится актуальным переход защитных мероприятий, базирующихся на производственно-зональных технологиях, на технологии эколого-ландшафтной направленности с комплексным учетом как техногенных (уровни и характер загрязнения), так и ландшафтных факторов (свойства почв, геоморфология участков, включая уклон, экспозицию, форму и длину склонов, микроклиматические и гидрологические особенности). Такие защитные мероприятия по своей экологической направленности близки к адаптивно-ландшафтным системам земледелия и могут быть инкорпорированы в их структуру или же существовать в виде самостоятельных групп. Вместе с тем в отличие от АЛСЗ адаптивно-ландшафтные системы защитных мероприятий должны быть направлены преимущественно на получение продукции экологически и экономически обусловленного качества с обязательным учетом необходимости поддержания и расширенного воспроизводства почвенного плодородия.

На техногенно загрязненных территориях эти мероприятия могут быть также одними из технологических элементов адаптивно-ландшафтных систем земледелия, их приложением или необходимым дополнением. Такие защитные мероприятия базируются на единстве экологического и ландшафтного подходов, используемых в радиоэкологии и сельскохозяйственном ландшафтоведении.

Принципиальная возможность интеграции ландшафтного и экологического подходов в один ландшафтно-экологический блок

обусловлена сходным объектом анализа (природно-антропогенные системы или агроландшафты), близкими принципиальными научными задачами (т.е. изучение процессов взаимодействия природных и антропогенных компонентов между собой и с человеческим обществом), общностью прикладных задач (т.е. обоснование путей оптимизации взаимодействия агроландшафтов, техногенных факторов и общества), сходством большинства методов исследований. В настоящее время интеграция этих подходов не подвергается сомнению большинством исследователей и активно используется для решения различных задач в общем и прикладном (в том числе сельскохозяйственном) ландшафтоведении [7-9].

Таким образом, защитные мероприятия ландшафтно-экологической направленности представляют собой систему специальных защитных агротехнических, агрохимических и организационных мероприятий, разрабатываемых для определенных агро- и радиоэкологически однородных групп земель с целью получения продукции надлежащего количества и качества, удовлетворяющих требованиям законодательных документов и общественным потребностям, на основе повышения почвенного плодородия и устойчивости агроландшафтов.

Базовой основой таких защитных мероприятий является неразрывная связь и тесная их инкорпорация и интеграция с природными и аграрными ландшафтами. В связи с чем их можно назвать ландшафтно-интегрированными.

Основной целью ландшафтно-интегрированных защитных мероприятий является получение сельскохозяйственной продукции экологически и экономически обусловленного качества и количества при комплексном учете техногенных, ландшафтно-экологических, почвенно-климатических и агрономических факторов.

Такие системы реализуются в условиях природно-территориального комплекса или агроландшафта, характеризующегося близкими климатическими, геоморфологическими, почвенными, гидрологическими, экологическими условиями и, соответственно, определенным характером хозяйственного использования.

Реализация ландшафтно-интегрированных систем защитных мероприятий решается на основе следующих принципов:

а) детального ландшафтно-экологического анализа территории и оценки процессов миграции и биологической подвижности радиоактивных веществ в различных компонентах агроландшафтов;

б) проведения радиоэкологической типизации и группировки сельскохозяйственных земель как по условиям возделывания сельскохозяйственных культур, так и по уровням загрязнения земель радиоактивными веществами, степени их подвижности в системе почва-растение;

в) разработки специальных защитных мероприятий с использованием методологии ландшафтно-экологического подхода, обеспечивающего наиболее полный и всесторонний учет почвенно-климатических, геоморфологических, агрономических, радиологических и других факторов;

г) адресного применения специальных защитных мероприятий для определенных агро- и радиоэкологически однородных групп земель, в наибольшей степени отвечающих требованиям отдельных групп сельскохозяйственных культур по условиям возделывания и видовым особенностям в накоплении радионуклидов;

д) повышения эффективности специальных защитных мероприятий и организационных мер, обеспечивающих в комплексе минимально возможное поступление радиоактивных и химических веществ в сельскохозяйственную продукцию;

е) повышения экономической эффективности путем использования адаптационных механизмов к изменяющимся ландшафтно-экологическим, законодательным и социально-экономическим условиям.

Список литературы

1. *Корнеев Н.А., Сироткин А.Н.* Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных М.: Энергоатомиздат, 1986, 100 с.

2. *Коптюг В.А.* Конференция ООН по окружающей среде и развитию (Рио-де-Жанейро, июнь 1992 года). Информационный обзор. Новосибирск, СО АН РФ, 1992, 63с.

3. Экологическая доктрина Российской Федерации. Распоряжение Правительства РФ от 31 августа 2002 г. (№ 1225-р)

4. Концепция «Обеспечение устойчивого развития агропромышленного производства в условиях техногенеза»: /Под ред. Г.А. Романенко и др. // М.: Россельхозакадемия, 2003, 67 с.

5. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. СанПиН 2.3.2.1078-01. М.: ФГУП «ИнтерСЭН», 2002, 168 с.

6. Ветеринарные правила обеспечения радиационной безопасности животных и продукции животного происхождения. Государственная система ветеринарного нормирования Российской Федерации. Радиационная безопасность. М.: Минсельхозпрод России, 2001, 55 с

7. *Арманд Д.Л.* Учение о ландшафте. М.: Мысль, 1975, 286 с.

8. *Исаченко А.Г.* Основы ландшафтоведения и физико-географического районирования. М.: Высшая школа, 1965, 324 с.

9. *Кирюшин В.И.* Теория адаптивно-ландшафтного земледелия и проектирование агроландшафтов: монография / В.И. Кирюшин. – М.: Колос, 2011, 443 с.

Прогноз радиационной обстановки в сельском хозяйстве на территориях Российской Федерации, наиболее пострадавших после аварии на ЧАЭС, до 2030 года на основе анализа данных радиоэкологического мониторинга

Гордиенко Е.В., Панов А.В., Санжарова Н.И., Титов И.Е.

Дан прогноз изменения поверхностной плотности загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий, а также выполнены прогнозы изменений радиоактивного загрязнения ^{137}Cs продукции растениеводства, кормопроизводства и животноводства хозяйств районов Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей, в наибольшей степени пострадавших от аварии на ЧАЭС. Показано, что в период 2015-2030 гг. уровни загрязнения ^{137}Cs всех сельскохозяйственых угодий по исследуемым районам снизятся примерно на 30 %. Полное «очищение» сельскохозяйственных угодий до уровня менее 37 кБк/м^2 произойдет в Калужской, Орловской и Тульской областях к 2090 г., а в Брянской области – к 2180 г. Анализ результатов прогнозных оценок содержания ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции позволил выделить наиболее критичные хозяйства Красногорского и Новозыбковского районов Брянской области.

Авария на ЧАЭС, прогнозные оценки, радиоактивное загрязнение, сельскохозяйственные угодья, продукция растениеводства, продукция кормопроизводства, продукция животноводства

Проблема ведения сельскохозяйственного производства и обеспечения населения продукцией, соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам, явилась одной из наиболее сложных после аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС). В Российской Федерации наибольшему радиоактивному загрязнению вследствие аварии на ЧАЭС подверглись Гордеевский, Злынковский, Климовский, Клинцовский, Красногорский и Новозыбковский районы Брянской области, Жиздринский, Ульяновский и Хвастовичский районы Калужской области, Болховский район Орловской и Плавский район Тульской областей. В результате реализации комплекса защитных и реабилитационных мероприятий в этих районах радикально оздоровлена радиологическая ситуация. Однако, несмотря на это, по прошествии более 30 лет после аварии можно констатировать, что к настоящему времени не удалось полностью решить проблему обеспечения радиационной безопасности населения, проживающего на территориях, загрязненных в результате аварии. Это приводит к необходимости дальнейшего наблюдения за радиационной обстановкой на радиоактивно загрязненных территориях и прогнозирования ее изменения.

Методика

Для оценки динамики изменения радиационной обстановки был выполнен прогноз уровней загрязнения ^{137}Cs пашни и лугопастбищных угодий по хозяйствам и районам (включая выведенные из землепользования угодья) для периода 2015-2030 гг. и далее до снижения плотности загрязнения данным радионуклидом ниже порога в 37 кБк/м^2 (1 Ки/км^2). Для каждого рассматриваемого года оценивали уровни загрязнения сельскохозяйственных угодий с учетом распада ^{137}Cs по формуле 1:

$$\sigma(t) = \sigma_{t_1} \cdot exp\left(\frac{(-0{,}693 \cdot \Delta t)}{T_{1/2}}\right), \text{ кБк/м}^2 \quad (1)$$

где σ_{t_1} – плотность загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий в последний год радиологического обследования, кБк/м^2; Δt – время, число лет, прошедших с последнего года радиологического обследования до расчетного года; $T_{1/2}$ – период полураспада ^{137}Cs, равный 30,17 года.

Для прогнозирования динамики загрязнения ^{137}Cs продукции растениеводства, кормопроизводства и животноводства до 2030 года использовались данные расчетов плотностей загрязнения радионуклидом сельскохозяйственных угодий, выполненных отдельно по каждому хозяйству. Расчеты велись для зерновых культур, картофеля, овощей, сенажа и кукурузы, выращиваемой на силос, через плотности загрязнения пашни, а для сена, молока и говядины – по плотностям загрязнения сенокосов и пастбищ. Показатели прогностических расчетов плотностей загрязнения на каждый год для периода 2015-2030 гг. умножались на коэффициенты перехода (КП) для каждого вида продукции с учетом возможных объемов применения (или отсутствия) защитных и реабилитационных мероприятий. Данные о КП ^{137}Cs, полученные для отдаленного периода после аварии на Чернобыльской АЭС, приведены в таблице 1 [1-5].

Прогнозные оценки загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственной продукции в Брянской и Калужской областях для зерновых культур, картофеля, овощей, сенажа и кукурузы, выращиваемой на силос, выполнены по двум группам почв: песчаным, супесчаным и легко- и среднесуглинистым, а для сена, молока и говядины – по трем группам почв (дополнительно – торфяно-болотные почвы). Прогнозные оценки загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственной продукции в Орловской и Тульской областях выполнены по среднесуглинистым почвам, характерным для этих регионов.

Таблица 1

Коэффициенты перехода ^{137}Cs в продукцию растениеводства при ее производстве на угодьях с различными типами почв и объемами применения защитных мероприятий, (Бк/кг(л))/(кБк/м^2)

Продукция	Песчаные, супесчаные почвы			Легко-, среднесуглинистые почвы			Торфяно-болотные почвы		
	I*	II	III	I	II	III	I	II	III
Зерно	0,02	0,05	0,1	0,01	0,04	0,08	-	-	-
Картофель	0,02	0,03	0,05	0,005	0,02	0,03	-	-	-
Овощи	0,008	0,02	0,03	0,005	0,015	0,025	-	-	-
Сенаж	0,06	0,15	0,20	0,04	0,10	0,14	-	-	-
Силос	0,07	0,10	0,12	0,03	0,09	0,10	-	-	-
Сено	0,10	0,25	0,35	0,07	0,12	0,20	0,22	0,66	0,90
Молоко	0,10	0,20	0,40	0,05	0,07	0,10	0,40	0,60	0,80
Говядина	0,40	0,60	0,80	0,10	0,25	0,40	1,50	2,00	2,40

** – Варианты применения защитных и реабилитационных мероприятий: I – интенсивное внедрение контрмер, II – умеренный вариант внедрения, III – отсутствие защитных мероприятий*

Результаты исследований

Анализ результатов прогнозных оценок изменения радиационной обстановки на сельскохозяйственных угодьях хозяйств наиболее загрязненных областей [6, 7] показал, что за период 2015-2030 гг. уровни загрязнения ^{137}Cs всех сельскохозяйственых угодий по исследуемым районам снизятся примерно на 30 % (рис. 1-А).

Так, плотность загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйтсвенных угодий в юго-западных районах Брянской области в период с 2015 до 2030 гг. уменьшится в среднем с 208 до 147 кБк/м^2, в южных районах Калужской области – с 63 до 45 кБк/м^2 (рис. 1-А). Схожая динамика снижения плотности загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий наблюдается и по двум другим областям.

Средние уровни загрязнения ^{137}Cs пашни, а также сенокосов и пастбищ в юго-западных районах Брянской области снизятся за рассматриваемый 15-летний период

с 175 до 124 кБк/м^2 и 281 до 199 кБк/м^2 соответственно (рис. 1-Б и рис. 1-В). В южных районах Калужской области за 15 лет снижение плотности загрязнения ^{137}Cs пашни составит в среднем с 60 до 43 кБк/м^2, а для сенокосов и пастбищ – с 66 до 47 кБк/м^2.

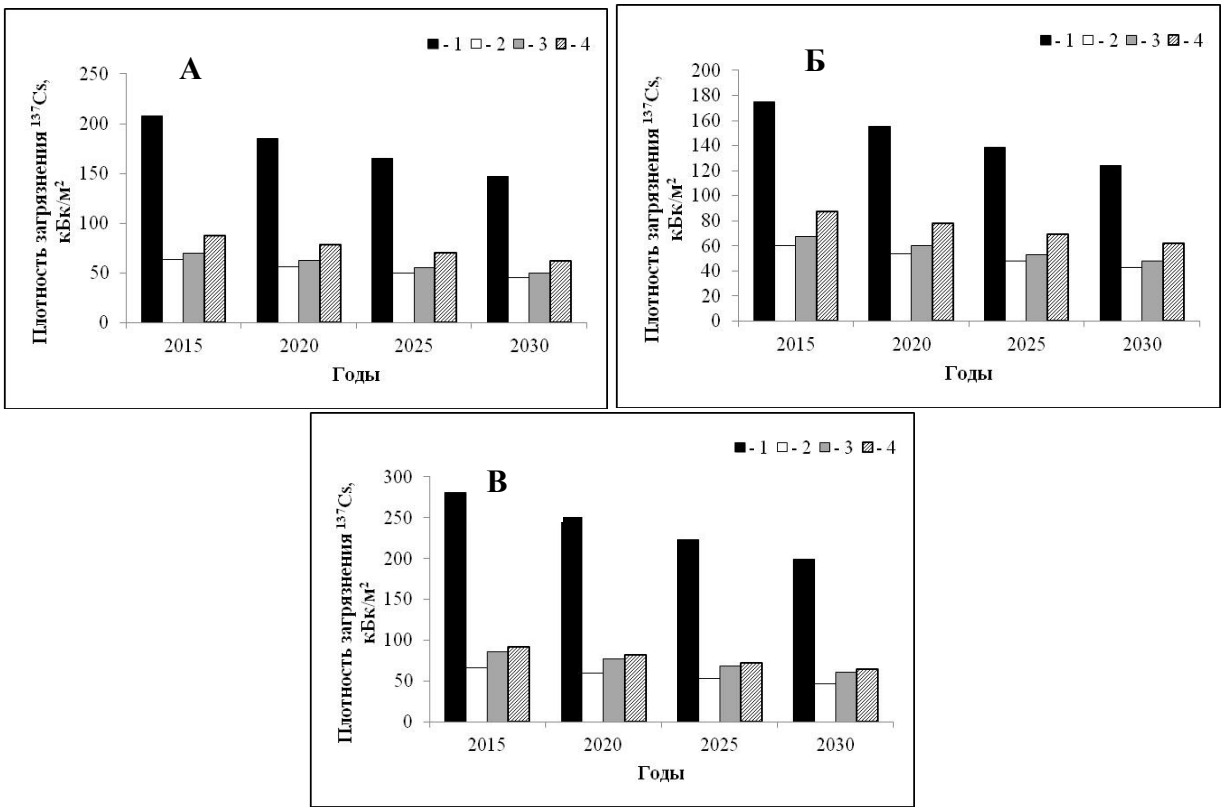


Рисунок 1 – Прогноз изменения уровней радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий 11 районов четырех областей России: А – среднее, Б – пашня, В – сенокосы и пастбища (1 – Брянская; 2 – Калужская; 3 – Орловская; 4 – Тульская области)

Исходя из достаточно продолжительного по времени сохранения радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий в рассматриваемых районах четырех областей России, был выполнен расчет периодов времени, в течение которого плотность загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий в каждом хозяйстве рассматриваемых областей снизится до уровня менее 37 кБк/м^2, и проведено ранжирование коллективных сельскохозяйственных предприятий (КСХП) по году выхода из зон радиоактивного загрязнения (табл. 2) [7].

Из данных таблицы 2 видно, что в настоящее время во всех рассматриваемых районах, за исключением Гордеевского и Новозыбковского, есть хозяйства, которые можно отнести к категории «чистых». В Гордеевском районе лишь к 2035 г. в первом хозяйстве уровни загрязнения ^{137}Cs пашни станут ниже 37 кБк/м^2, а в Новозыбковском районе это произойдет еще позже – лишь к 2065 г. Наиболее длительный период «очищения» лугопастбищных угодий будет наблюдаться в хозяйствах Новозыбковского (до 2155 г.) и Красногорского районов, где он будет максимальным. Исходя из существующих уровней загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий 11 районов четырех областей России и с учетом распада данного радионуклида, несмотря на ежегодное сокращение радиоактивно загрязненных площадей, процесс перехода всех данных территорий к условиям, существовавшим до аварии на ЧАЭС, будет продолжаться еще около 160 лет.

Анализ выполненных прогнозных оценок показал, что плотность загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий 231 рассматриваемого хозяйства до уровня менее 37 кБк/м^2 снизится к 2050 г. в 42 % из них, к 2100 г. – в 88 % и к 2150 г. – в 99 % сельскохозяйственных предприятий.

Таблица 2

Год, когда плотность загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий в 11 районах Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей не превысит 37 кБк/м^2 [7]

Район	Всего		Пашня		Сенокосы и пастбища	
	Мин.	Макс.	Мин.	Макс.	Мин.	Макс.
Брянская область						
Гордеевский	2050	2120	2035	2110	2060	2135
Злынковский	Н.в.*	2140	Н.в.	2135	Н.в.	2150
Климовский	Н.в.	2080	Н.в.	2075	Н.в.	2110
Клинцовский	Н.в.	2110	Н.в.	2095	Н.в.	2130
Красногорский	Н.в.	2165	Н.в.	2165	Н.в.	2180
Новозыбковский	2070	2145	2065	2130	2080	2155
Калужская область						
Жиздринский	Н.в.	2070	Н.в.	2070	Н.в.	2075
Ульяновский	Н.в.	2080	Н.в.	2080	Н.в.	2080
Хвастовичский	Н.в.	2080	Н.в.	2075	Н.в.	2080
Орловская область						
Болховский	Н.в.	2075	Н.в.	2075	Н.в.	2080
Тульская область						
Плавский	Н.в.	2085	Н.в.	2085	Н.в.	2090

** – настоящее время*

В наиболее критичном Красногорском районе Брянской области снижение плотности загрязнения ^{137}Cs участков сенокосов и пастбищ до уровня менее 37 кБк/м^2 произойдет лишь к 2180 г. Выполненные прогнозные оценки позволяют сформировать общую картину сохранения радиологических проблем на сельскохозяйственных угодьях Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей, в наибольшей степени подвергшихся воздействию аварии на Чернобыльской АЭС, что дает возможность оптимизировать систему защитных мероприятий на данных территориях и корректировать общую стратегию их реабилитации на длительном промежутке времени.

Анализ результатов прогнозных оценок содержания ^{137}Cs в зерне, производящемся в хозяйствах наиболее загрязненных районов Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей, показал общее снижение уровней загрязнения данным радионуклидом продукции на разных типах почв (рис. 2). На рисунке 2 видно, что во всех 4-х исследуемых областях содержание ^{137}Cs в зерне заведомо не превышает норматив, установленный СанПиН 2.3.2.1078-01 [8], который составляет 70 Бк/кг. Однако, следует отметить, что данные, представленные на рисунке, приведены в виде значений, усредненных по хозяйствам. Таким образом, рассматривая в отдельности каждый район исследуемой области, можно выделить хозяйства, в которых при отсутствии защитных и реабилитационных мероприятий наблюдаются превышения по содержанию ^{137}Cs в зерне. К одному из них относится СПК «Кирова» Красногорского района Брянской области, где содержание ^{137}Cs в зерне, выращенном на песчаных почвах, на текущий момент составляет 113 Бк/кг и к 2030 г. уменьшится до 80 Бк/кг, что превышает установленный норматив на 14 %. В то же время уровень содержания ^{137}Cs в зерне, выращенном на суглинистых почвах указанного выше хозяйства, на данный момент составляет 91 Бк/кг и уже к 2026 г. данный показатель выйдет на допустимый уровень. В СПК «им. 24 Партсъезда» Красногорского района Брянской области наблюдается аналогичная ситуация. Так, содержание ^{137}Cs в зерне, выращенном на песчаных почвах, будет превышать установленный норматив в 70 Бк/кг вплоть до окончания исследуемого периода. В то же время уровень содержания ^{137}Cs в зерне, выращенном на суглинистых почвах указанного выше хозяйства, уже к 2024 г. выйдет на допустимый уровень.

Приведенные уровни радиоактивного загрязнения зерна для представленных выше хозяйств указаны без учета каких-либо контрмер, однако даже при их умеренном

применении содержание ^{137}Cs в зерне может сократиться вдвое.

Анализ результатов прогнозных оценок показал низкое содержание ^{137}Cs в картофеле и овощах по всем исследуемым областям, которое заведомо не превышает норматив, установленный СанПиН 2.3.2.2650-10 [9], составляющий 80 Бк/кг. Прогнозные оценки показали незначительное снижение уровней радиоактивного загрязнения в течение 15-летнего рассматриваемого периода.

Анализ прогнозных оценок содержания ^{137}Cs в сенаже так же показал общее снижение уровней радиоактивного загрязнения, усредненного по хозяйствам всех исследуемых областей, в среднем на 34 % (рис. 3). Также показано, что во всех 4-х исследуемых областях содержание ^{137}Cs в сенаже заведомо не превышает норматив, установленный ВП 13.5.13-06-01 [10], который составляет 80 Бк/кг. Однако, рассматривая в отдельности каждый район исследуемой области, можно выделить хозяйства, в которых наблюдаются превышения по содержанию ^{137}Cs в сенаже. Так, среди таких хозяйств наиболее критичным является СПК «Кирова», где уровень радиоактивного загрязнения ^{137}Cs сенажа, выращенного на песчаных типах почв, в настоящее время составляет 226 Бк/кг и даже с применением контрмер в средних объемах останется на уровне 170 Бк/кг. Исходя из прогнозных оценок к 2030 г., приведенные выше показатели снизятся до 160 и 120 Бк/кг, соответственно, и по-прежнему будут находиться выше допустимого нормативного уровня. Уровень радиоактивного загрязнения ^{137}Cs сенажа, выращенного на суглинистых почвах, в настоящее время составляет 159 Бк/кг и в случае применением умеренных контрмер останется на уровне 113 Бк/кг и лишь к 2030 г. выйдет на установленный норматив.

Исходя из данных, представленных на рисунке 4, видно, что уровни загрязнения ^{137}Cs силоса, усредненные по хозяйствам всех исследуемых районов 4-х областей, находятся ниже действующего ВП 13.5.13/06-01 [10], который составляет 80 Бк/кг. Однако, несмотря на это, в отдельных хозяйствах Красногорского района Брянской области наблюдаются превышения установленного радиологического норматива. К таким хозяйствам относятся СПК «Кирова» и СПК «им. 24 Партсъезда».

В случае применения умеренных контрмер время, в течение которого содержание ^{137}Cs в силосе выйдет на допустимый уровень, можно ощутимо сократить. Так, в хозяйстве СПК «Кирова» загрязнение ^{137}Cs силоса на песчаных почвах выйдет на допустимый уровень к 2030 г., на суглинистых почвах – к 2026 г. В хозяйстве Красногорского района СПК «им. 24 Партсъезда» загрязнение ^{137}Cs силоса на песчаных почвах выйдет на норматив к 2028 г., на суглинистых почвах – к 2024 г.

Данные, представленные на рисунке 5, показывают отсутствие превышений содержания ^{137}Cs в сене, усредненное по хозяйствам всех районов 4-х исследуемых областей, в соответствии с нормативом, установленным ВП 13.5.13/06-01 [10], который составляет 400 Бк/кг. Следует отметить высокое содержание ^{137}Cs в сене, выращенном на торфяных типах почв, по сравнению с песками и суглинками. Тем не менее, в 13-ти хозяйствах Брянской области наблюдаются как значительные, так и небольшие превышения уровней загрязнения сена ^{137}Cs. К ним относятся: СПК «Петровобудское» Гордеевского района; СХП ТОО «Родина» Злынковского района; СП «Кирова», СПК «Кургановская», СПК «Правда», СПК «Увелье» и СПК «им. 24 Партсъезда» Красногорского района; СПК «Коммунар», СПК «Решительный», СПК «Красная Ипуть», ОХ «Волна революции», колхоз «Комсомолец» и филиал ВИУА Новозыбковского района. Наиболее критичным среди них является СПК «им. 24 Партсъезда», где выявлены уровни высокого содержания ^{137}Cs в сене, выращенном как на торфяных, так и на песчаных типах почв.

Уровень загрязнения ^{137}Cs сена, выращенного на торфяных почвах с отсутствием каких-либо реабилитационных мероприятий, в СПК «им. 24 Партсъезда» на 2015 г. составил 1445 Бк/кг. Прогнозные оценки показали, что даже к 2030 г. уровень загрязнения ^{137}Cs сена будет превышать допустимый уровень в 2,6 раза и составит 1022 Бк/кг. Стоит отметить, что уровни загрязнения ^{137}Cs сена, выращенного на песчаных почвах, несколько ниже. Так, в указанном выше хозяйстве содержание ^{137}Cs в сене в настоящее время составляет 562 Бк/кг. Исходя из прогнозных оценок, только к 2030 г. уровень загрязнения ^{137}Cs сена выйдет на установленный норматив и составит 397 Бк/кг. В случае

применения контрмер время, в течение которого содержание ^{137}Cs в сене, выращенном на песчаных типах почв, выйдет на допустимый уровень, можно ощутимо сократить.

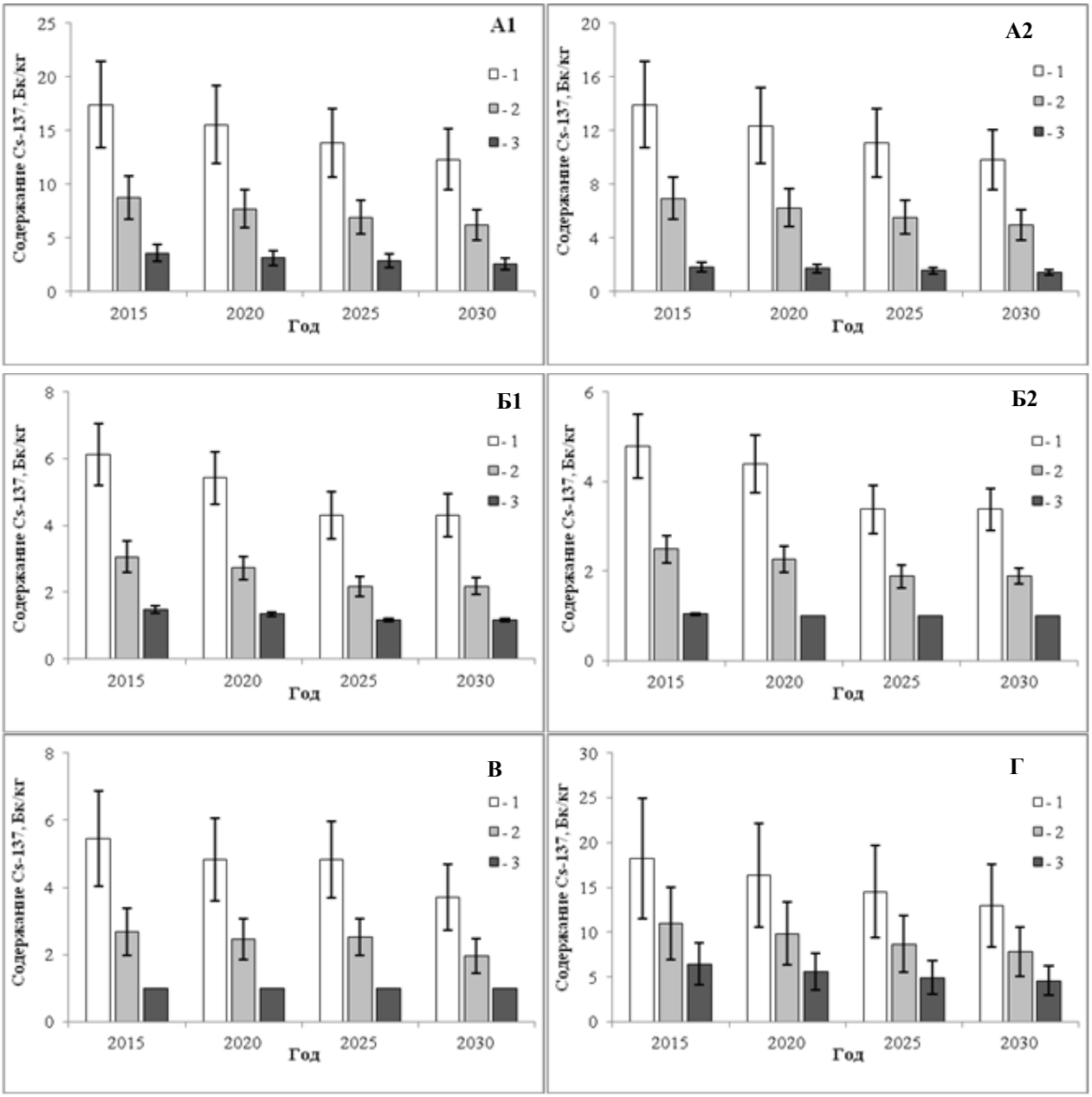


Рисунок 2 – Прогноз содержания ^{137}Cs в зерне, производящемся в хозяйствах на различных типах почв и объемах применения защитных мероприятий на период 2015-2030 гг.
(1 – отсутствие контрмер; 2 – умеренные контрмеры; 3 – интенсивные контрмеры)
А1 – песчаные почвы Брянской области; А2 – суглинистые почвы Брянской области;
Б1 – песчаные почвы Калужской области; Б2 – суглинистые почвы Калужской области;
В – суглинистые почвы Орловской области; Г – суглинистые почвы Тульской области

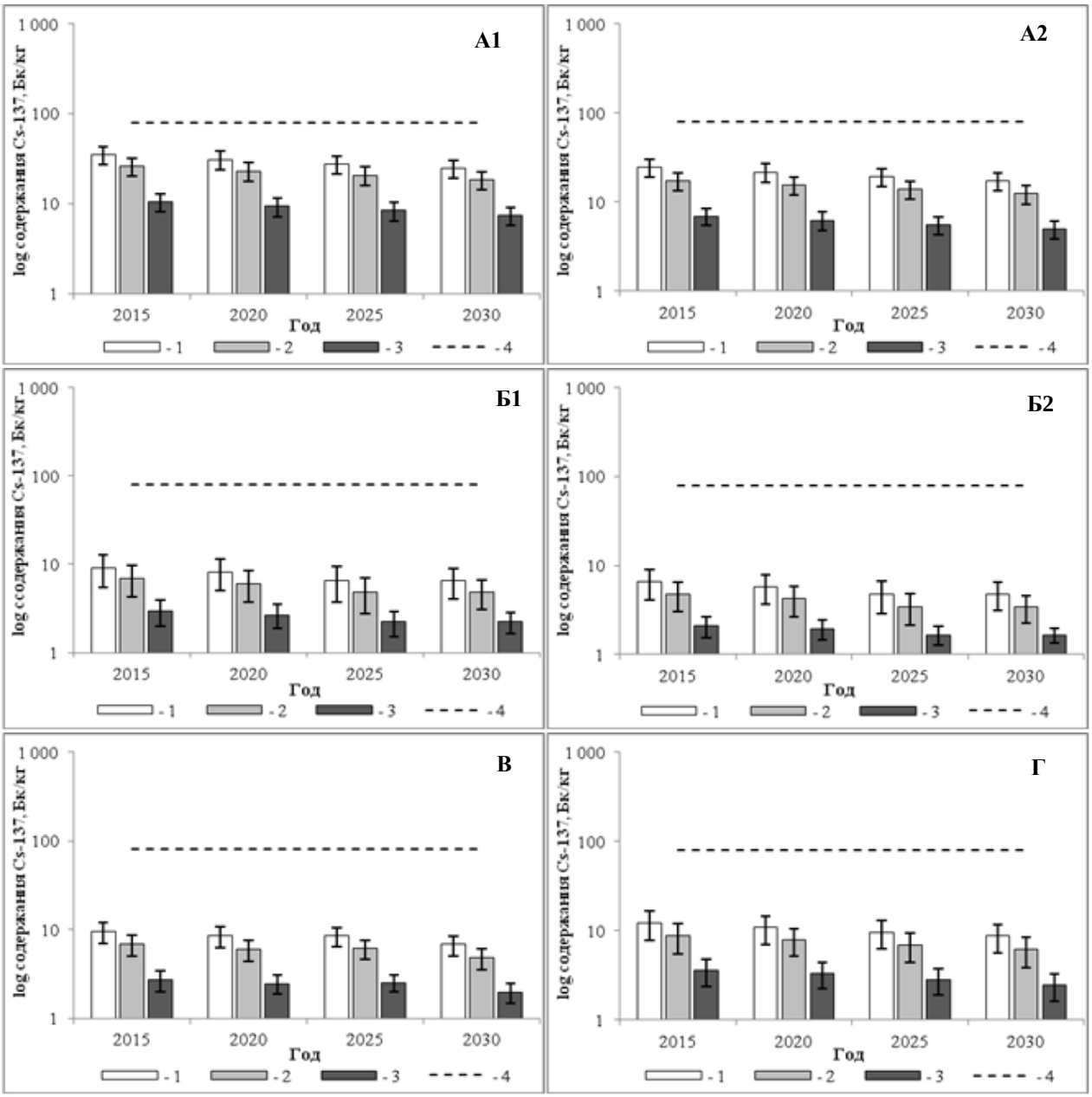


Рисунок 3 – Прогноз содержания ^{137}Cs в сенаже, производящемся в хозяйствах на различных типах почв и объемах применения защитных мероприятий на период 2015-2030 гг.
(1 – отсутствие контрмер; 2 – умеренные контрмеры; 3 – интенсивные контрмеры)
А1 – песчаные почвы Брянской области; А2 – суглинистые почвы Брянской области;
Б1 – песчаные почвы Калужской области; Б2 – суглинистые почвы Калужской области;
В – суглинистые почвы Орловской области; Г – суглинистые почвы Тульской области

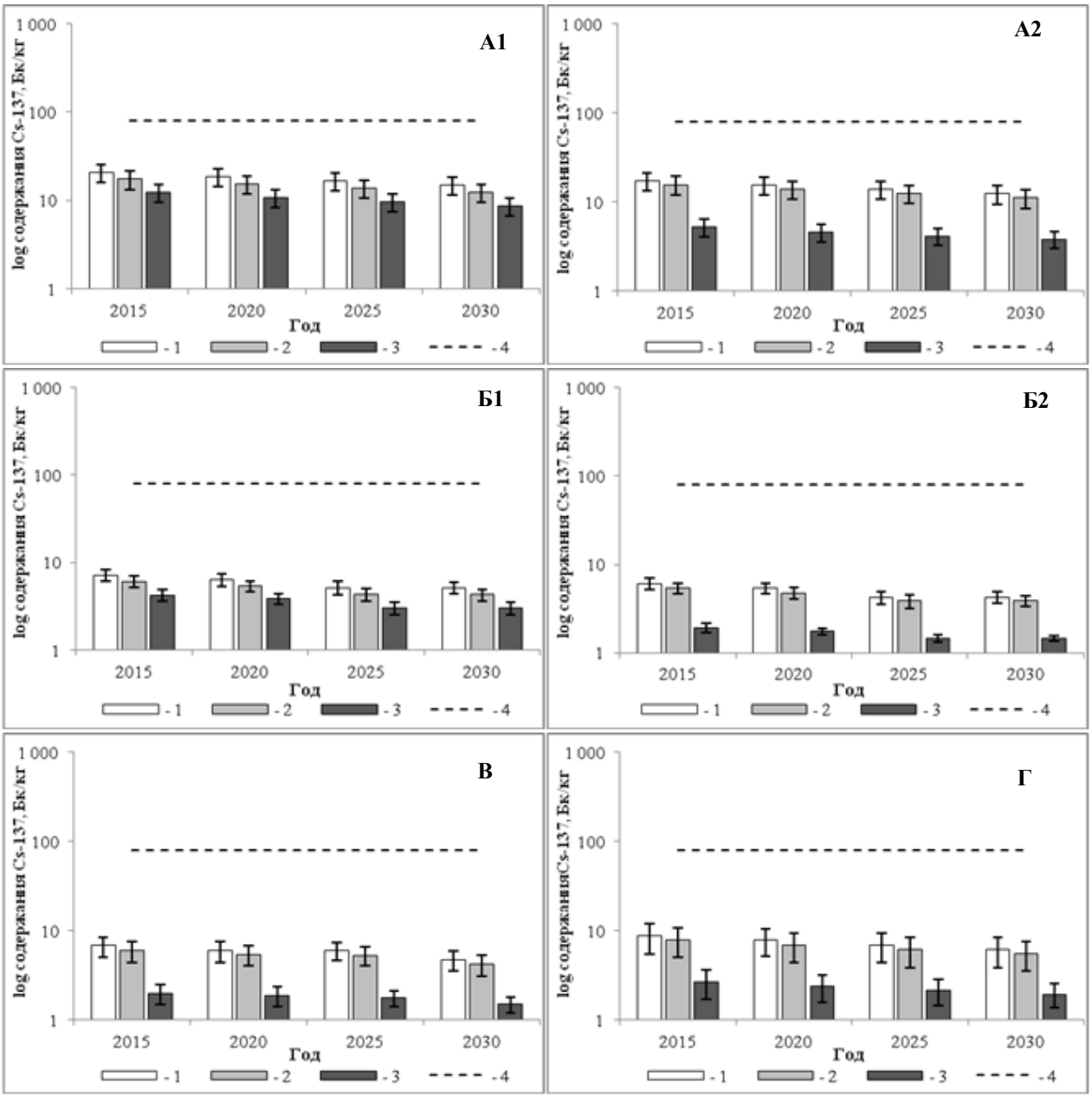


Рисунок 4 – Прогноз содержания ^{137}Cs в кукурузе на силос, производящейся в хозяйствах на различных типах почв и объемах применения защитных мероприятий на период 2015-2030 гг.
(1 – отсутствие контрмер; 2 – умеренные контрмеры; 3 – интенсивные контрмеры).
А1 – песчаные почвы Брянской области; А2 – суглинистые почвы Брянской области;
Б1 – песчаные почвы Калужской области; Б2 – суглинистые почвы Калужской области;
В – суглинистые почвы Орловской области; Г – суглинистые почвы Тульской области

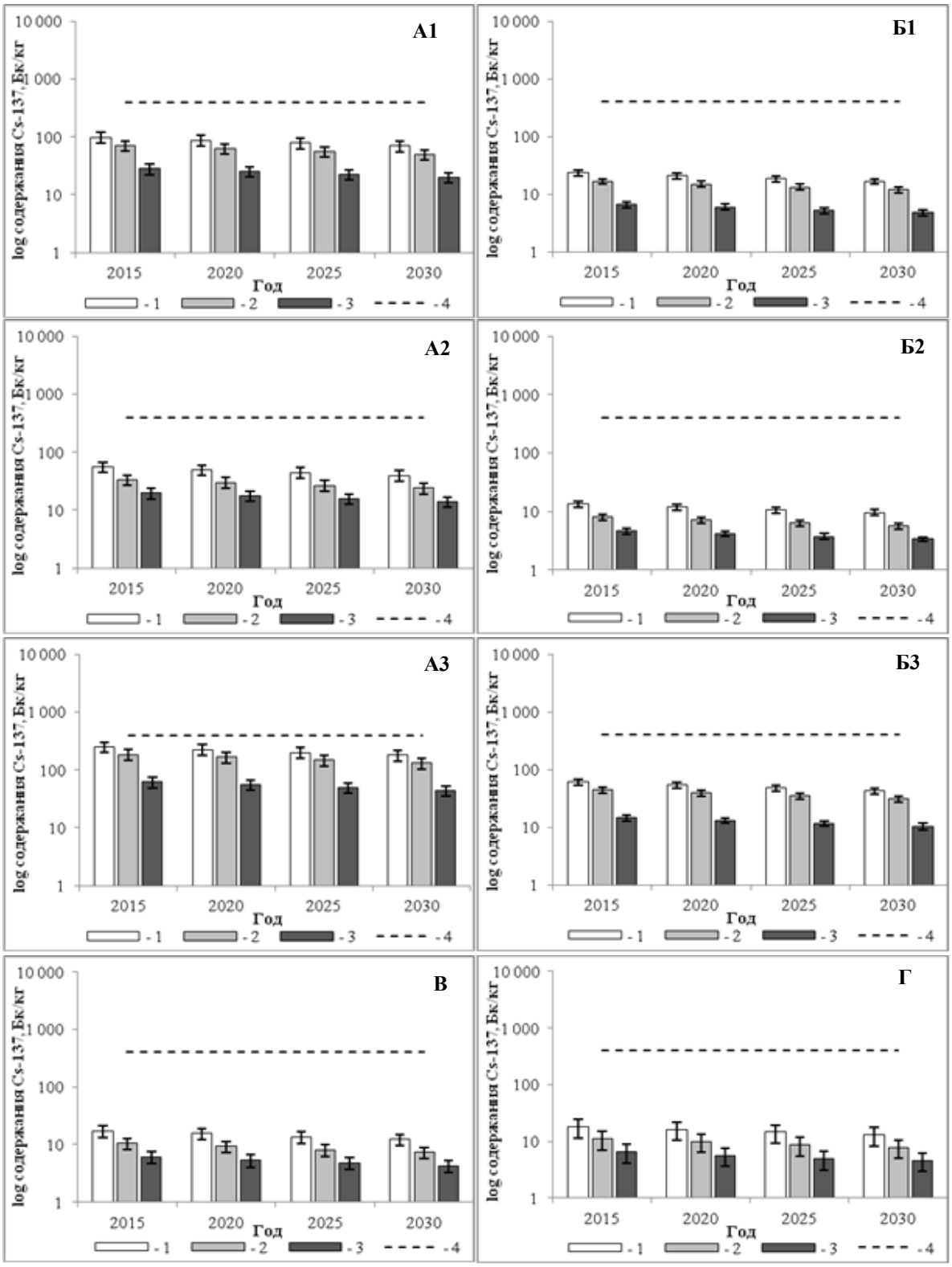


Рисунок 5 – Прогноз содержания ^{137}Cs в сене, производящемся в хозяйствах на различных типах почв и объемах применения защитных мероприятий на период 2015-2030 гг.
(1 – отсутствие контрмер; 2 – умеренные контрмеры; 3 – интенсивные контрмеры).
А1 – песчаные почвы Брянской области; А2 – суглинистые почвы Брянской области;
А3 – торфяные почвы Брянской области; Б1 – песчаные почвы Калужской области;
Б2 – суглинистые почвы Калужской области; Б3 – торфяные почвы Калужской области;
В – суглинистые почвы Орловской области; Г – суглинистые почвы Тульской области

Анализ прогнозных оценок содержания ^{137}Cs в сене, выращенном на торфяных почвах, показывает более сложную ситуацию. Даже к концу исследуемого периода радиоактивное загрязнение ^{137}Cs сена останется на уровне 749 Бк/Кг, что почти в 2 раза превышает норматив, установленный ВП 13.5.13/06-01 [10].

Уровни загрязнения ^{137}Cs силоса, выращенного на песчаных почвах в отсутствие реабилитационных мероприятий, в указанных хозяйствах на текущий момент составляют 136 и 130 Бк/кг соответственно. Прогнозные оценки показали, что к 2030 г. приведенные выше уровни также останутся выше порога, установленного нормативом, и составят 96 и 92 Бк/кг соответственно. Уровни загрязнения ^{137}Cs силоса, выращенного на суглинистых почвах, несколько ниже. Исходя из прогнозных оценок, уже к 2028 г. уровни содержания ^{137}Cs в силосе будут соответствовать установленному нормативу.

Данные, представленные на рисунке 6, показывают наличие превышений по содержанию ^{137}Cs в молоке, усредненного по хозяйствам районов Брянской области, в соответствии с нормативом, установленным СанПиН 2.3.2.1078-01 [8], который составляет 100 Бк/л. Следует отметить более высокое содержание ^{137}Cs в молоке, при использовании в качестве кормовых угодья, расположенные на торфяных почвах. В отсутствие специальных мероприятий в настоящее время превышение содержания ^{137}Cs в 2,3 раза выше действующего норматива. К 2030 г. уровень загрязнения ^{137}Cs молока составит 159 Бк/л. При применении интенсивных контрмер на торфяно-болотных почвах содержание ^{137}Cs в молоке до допустимого уровня снизится к 2020 г.

Можно выделить сельскохозяйственные предприятия Брянской области, в которых уже на данный момент производится «чистая» продукция независимо от типа почв и объемов применения защитных мероприятий. К ним относятся: СПК «Верный путь», СПК «Глинное», КСХП «Дальний» и СПК «Красное» Гордеевского района; колхоз «им. Щорса» Злынковского района; колхозы: «Трудовик», «им. Калинина», «Унеча», «Мартьяновский», «Щорсовский», «Клинцовский» и ГСХП «Семена» Клинцовского района, а также СП: «Верхличи», «Кибирщина», «Колюдовское», «Лотаковское», «Красный Палуж» и «Сельхозхимия» Красногорского района Брянской области. На территории Климовского района располагаются 29 сельскохозяйственных предприятий, в 19 из них уже производится продукция, полностью удовлетворяющая нормативу, установленному СанПиН 2.3.2.1078-01 [8].

В районах Калужской, Орловской и Тульской областей превышения по содержанию ^{137}Cs в молоке, усредненного по хозяйствам, не обнаружено. Однако, можно выделить хозяйства, в которых существует риск превышения нормативов по содержанию ^{137}Cs в молоке: «Авангард» Жиздринского района, «Коммунар» Хвастовичского района и «Коммунар», «Красный маяк», «Мир» Ульяновского района Калужской области. Наиболее критичным является «Красный маяк». Здесь на торфяных почвах без применения контрмер уровень загрязнения ^{137}Cs молока в настоящее время может превысить норматив. Исходя из прогнозных оценок, приведенный выше показатель снизится до допустимого нормативного уровня к 2030 г.

Анализ прогнозных оценок содержания ^{137}Cs в говядине показал общее снижение уровней радиоактивного загрязнения, усредненного по хозяйствам всех исследуемых областей, в среднем на 70% (рис. 7). Показано, что в Калужской, Орловской и Тульской областях содержание ^{137}Cs в говядине заведомо не превышает норматив, установленный СанПиН 2.3.2.2650-10 [9], который составляет 200 Бк/кг. Данные, представленные на рис. 7-А1 и 7-А3, показывают превышение уровней загрязнения ^{137}Cs говядины, производимой в хозяйствах Брянской области. Следует отметить более высокое содержание ^{137}Cs в говядине, при использовании в качестве кормовых лугопастбищных угодий, расположенных на торфяных почвах.

В районах Калужской, Орловской и Тульской областей превышения по содержанию ^{137}Cs в говядине, усредненного по хозяйствам, не обнаружено. Однако, можно выделить хозяйства, в которых возможно производство говядины с превышением санитарно-гигиенических нормативов: «Авангард» Жиздринского района, «Коммунар» Хвастовичского района, «Коммунар», «Красный маяк», «Мир» Ульяновского района Калужской области.

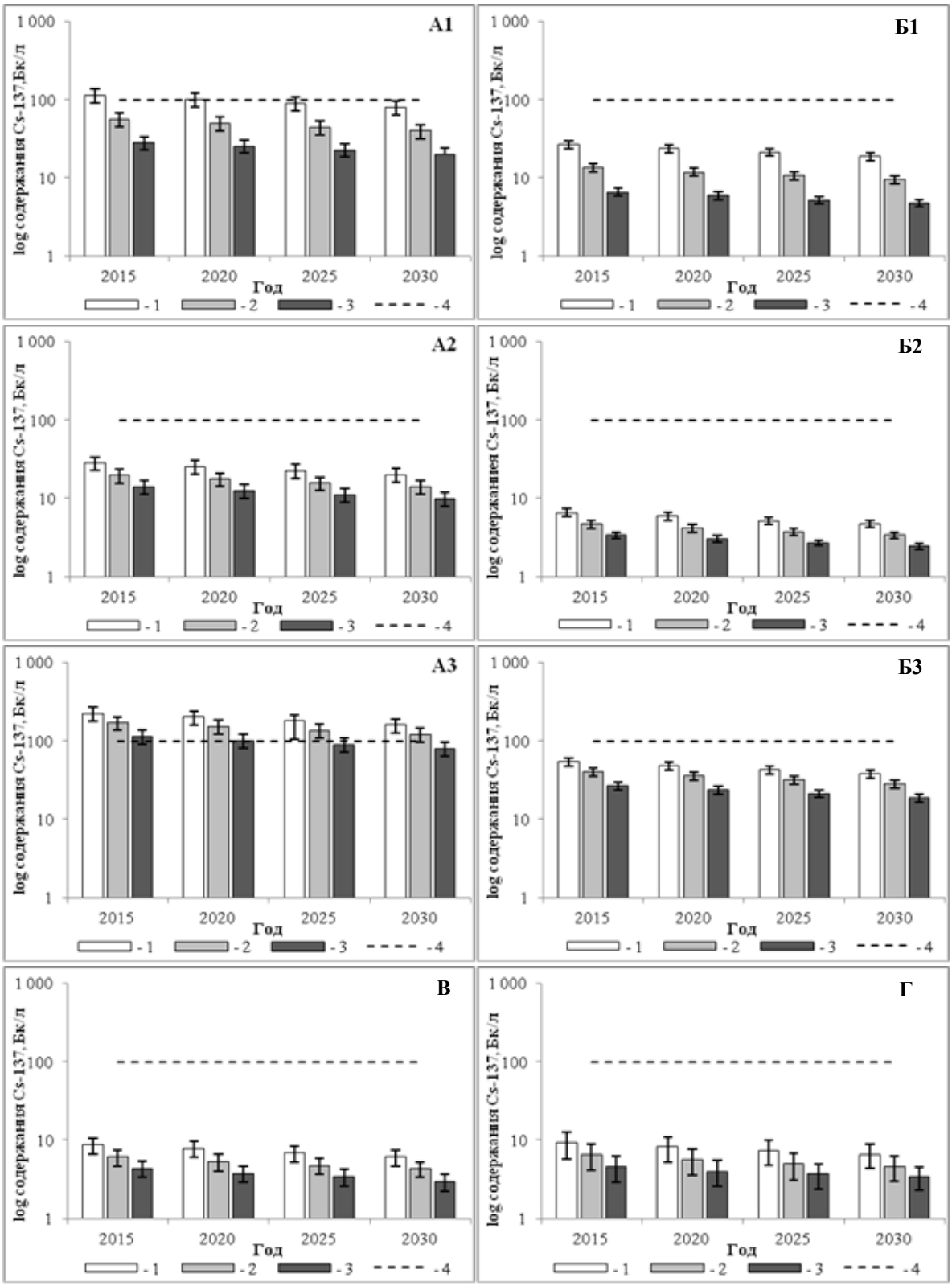


Рисунок 6 – Прогноз содержания ^{137}Cs в молоке, производящемся в хозяйствах на различных типах почв и объемах применения защитных мероприятий на период 2015-2030 гг.
(1 – отсутствие контрмер; 2 – умеренные контрмеры; 3 – интенсивные контрмеры).
А1 – песчаные почвы Брянской области; А2 – суглинистые почвы Брянской области;
А3 – торфяные почвы Брянской области; Б1 – песчаные почвы Калужской области;
Б2 – суглинистые почвы Калужской области; Б3 – торфяные почвы Калужской области;
В – суглинистые почвы Орловской области; Г – суглинистые почвы Тульской области

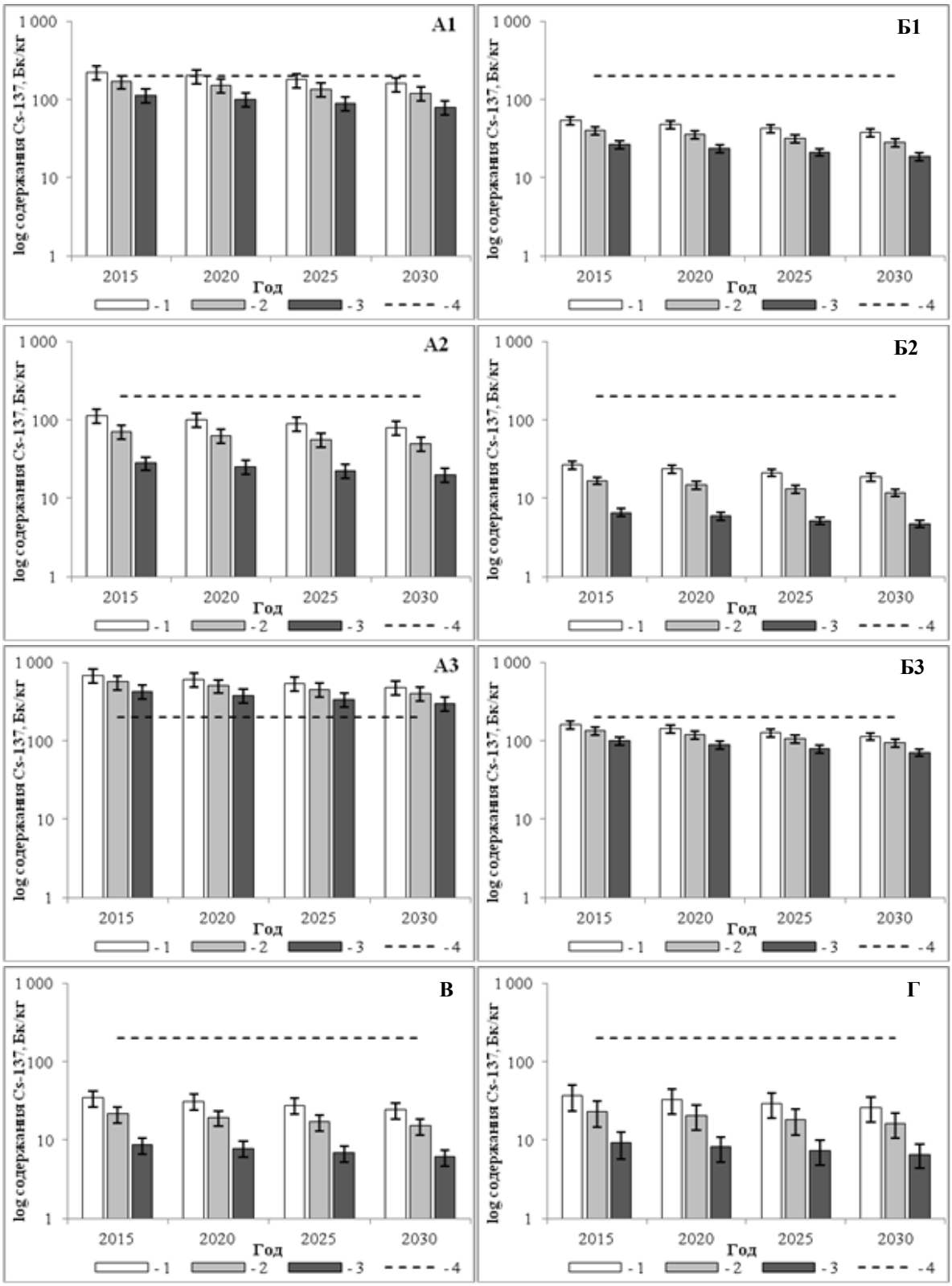


Рисунок 7 – Прогноз содержания ^{137}Cs в говядине, производящейся в хозяйствах на различных типах почв и объемах применения защитных мероприятий на период 2015-2030 гг.
(1 – отсутствие контрмер; 2 – умеренные контрмеры; 3 – интенсивные контрмеры).
А1 – песчаные почвы Брянской области; А2 – суглинистые почвы Брянской области;
А3 – торфяные почвы Брянской области; Б1 – песчаные почвы Калужской области;
Б2 – суглинистые почвы Калужской области; Б3 – торфяные почвы Калужской области;
В – суглинистые почвы Орловской области; Г – суглинистые почвы Тульской области

Заключение

Таким образом, анализ показывает, что в большинстве субъектов Российской Федерации, подвергшихся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, улучшение радиационной обстановки позволяет осуществить перевод данных территорий к условиям нормальной жизнедеятельности, т.е. проживанию населения и ведению хозяйственной деятельности без ограничений по радиологическому фактору. Нерешенными в полном объеме остаются вопросы обеспечения радиационной безопасности населения и производства продукции в юго-западных районах Брянской области, где на локальных территориях с высокими уровнями загрязнения необходимо сохранение социально приемлемых реабилитационных мероприятий или временных ограничений на использование местных природных ресурсов.

В результате проведенных исследований дан прогноз изменения поверхностной плотности загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий, а также выполнены прогнозы изменений радиоактивного загрязнения ^{137}Cs продукции растениеводства, кормопроизводства и животноводства хозяйств районов Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей, в наибольшей степени пострадавших от аварии на ЧАЭС. Результаты расчетов показали общее снижение средней плотности загрязнения ^{137}Cs. Анализ выполненных прогнозных оценок показал, что плотность загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий 231 рассматриваемого хозяйства до уровня менее 37 кБк/м^2 снизится к 2050 г. в 42 % из них, к 2100 г. – в 88 % и к 2150 г. – в 99 % сельскохозяйственных предприятий. В наиболее критичном Красногорском районе Брянской области снижение плотности загрязнения ^{137}Cs участков сенокосов и пастбищ до уровня менее 37 кБк/м^2 произойдет лишь к 2180 г.

Анализ результатов прогнозных оценок содержания ^{137}Cs в продукции растениеводства (зерно, картофель, овощи), кормопроизводства (сенаж, кукуруза на силос, сено) и животноводства (молоко и говядина), производящейся в хозяйствах исследуемых районов, показал общее снижение уровней загрязнения радионуклидом сельскохозяйственной продукции на разных типах почв, а также объемах применения защитных мероприятий. К наиболее загрязненным радионуклидами хозяйствам Брянской области относятся сельскохозяйственные предприятия Красногорского и Новозыбковского районов, где производство продукции растениеводства (зерна в частности), кормопроизводства и животноводства, удовлетворяющей требованиям нормативов, даже с учетом умеренных контрмер невозможно вплоть до окончания исследуемого периода.

В Калужской, Орловской и Тульской областях, благодаря более низким уровням радиоактивного загрязнения, вся производимая продукция растениеводства и кормопроизводства полностью соответствует установленным нормативам.

Более чем в половине хозяйств Брянской области наблюдаются как значительные, так и небольшие превышения уровней радиоактивного загрязнения ^{137}Cs продукции животноводства. В районах Калужской, Орловской и Тульской областей превышений по содержанию ^{137}Cs в продукции животноводства, усредненного по хозяйствам, не обнаружено. Однако, можно выделить критичные хозяйства, в которых существует риск превышения нормативов по содержанию ^{137}Cs в продукции. К таким хозяйствам относятся: «Авангард» Жиздринского района, а также «Коммунар» Хвастовичского района и «Коммунар», «Красный маяк» и «Мир» Ульяновского района Калужской области.

Список литературы

1. *Иванов Ю.А.* Радиоэкологическое обоснование долгосрочного прогнозирования радиационной обстановки на сельскохозяйственных угодьях в случае крупных радиационных аварий (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): автореф. на соиск. ученой степ. д.б. наук. Киев, 1997.

2. Научные основы реабилитации сельскохозяйственных территорий, загрязненных радиоактивными веществами в результате крупных радиационных аварий: руководство / *Н.И. Санжарова* [и др.] // Под ред. Н.И. Санжаровой. Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2009. 150 с.

3. Влияние защитных мероприятий на накопление ^{137}Cs сельскохозяйственными растениями из почвы после аварии на Чернобыльской АЭС / *А.В. Панов* [и др.] // Почвоведение. 2009. №4. С. 484-497.

4. *Санжарова Н.И.* Радиоэкологический мониторинг агроэкосистем и ведение сельского хозяйства в зоне воздействия атомных

электростанций: автореф. на соиск. ученой степ. д.б. наук. Обнинск, 1997. 52 с.

5. Система поддержки принятия решений RESCA. МАГАТЭ, 2006. 58 с.

6. *Панов А.В.,* Гордиенко *Е.В., Прудников П.В.* Оценка и прогноз уровней загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий юго-западных районов брянской области, подвергшихся воздействию от аварии на Чернобыльской АЭС // Агрохимический вестник. 2016. № 5. С. 10-14.

7. Современное состояние и прогноз загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей, подвергшихся воздействию от аварии на Чернобыльской АЭС / *А.В. Панов* [и др.] // Радиация и риск. 2017. № 3. С. 66-74.

8. Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов: Санитарно-эпидемиологические правила и нормы СанПиН 2.3.2.1078-01 (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 06.11.2001 г.). М.: Минздрав РФ, 2002. 164 с.

9. Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов: санитарно-эпидемиологические правила и нормативы СанПиН 2.3.2.2650-10. Дополнения и изменения №18 к СанПиН 2.3.2.1078-01 (утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ 28.06.2010 г. №71). М.: Минздрав РФ, 2010. 13 с.

10. Ветеринарно-санитарные требования к радиационной безопасности кормов, кормовых добавок, сырья кормового. Допустимые уровни содержания радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs. Ветеринарные правила и нормы ВП 13.5.13/06-01 // Ветеринарная патология. 2002. № 4. С. 44-45.

Комплексная паспортизация сельскохозяйственных угодий Брянской области, расположенных на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС

Шубина О.А., Титов И.Е., Кречетников В.В., Карпенко Е.И., Нуштаев С.Н.

В рамках федеральной целевой программы «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года» разработана научно-методическая база, программные средства и проведена комплексная паспортизация территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС. Представлены результаты паспортизации 2012-2015 гг. сельскохозяйственных угодий Гордеевского, Злынковского, Клинцовского, Климовского, Красногорского и Новозыбковского районов Брянской области. Показано, что несмотря на улучшение радиационной обстановки, на радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодьях требуется проведение реабилитационных мероприятий.

Паспортизация, авария на ЧАЭС, сельское хозяйство, радиоактивное загрязнение, Брянская область

Введение

После аварии на Чернобыльской АЭС территория 21 субъекта Российской Федерации подверглась радиоактивному загрязнению. Одним из наиболее тяжелых последствий аварии на ЧАЭС явилось радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных угодий, обусловившее поступление радионуклидов в организм человека и, как следствие, его внутреннее облучение. В зону радиоактивного загрязнения попало более 2 млн. га сельскохозяйственных земель. Наиболее высокие уровни загрязнения ^{137}Cs отмечены в 6 юго-западных районах Брянской области [1].

Проблема преодоления последствий чернобыльской катастрофы является комплексной и носит долговременный характер. Несмотря на положительные результаты, достигнутые в результате реализации мер по минимизации последствий аварии на ЧАЭС, к настоящему времени не удалось полностью обеспечить радиационную безопасность как проживающего на загрязненных территориях населения, так и его хозяйственной деятельности. Решение этой проблемы осложняется низким уровнем экономического развития радиоактивно загрязненных районов, сложной демографической ситуацией, резким падением уровня жизни населения. Обеспечение ведения хозяйственной деятельности без ограничений по радиологическим критериям в результате реабилитационных мероприятий является одним из важных факторов, определяющих повышение инвестиционной привлекательности пострадавших регионов. Важной, но во многом не решенной, остается проблема снижения уровней загрязнения ^{137}Cs продукции личных подсобных хозяйств граждан, проживающих на радиоактивно загрязненных территориях.

Основной задачей в отдаленный период после аварии на ЧАЭС является возвращение пострадавших территорий к условиям нормальной жизнедеятельности на основании анализа изменения радиационной обстановки. Под нормальной жизнедеятельностью понимается проживание населения, использование им ареала обитания, ведение хозяйственной деятельности без ограничений по радиологическому фактору и проведения специальных реабилитационных мероприятий (или при частичных социально приемлемых ограничениях, которые не нарушают требований радиационной безопасности), а также изменение юридического статуса населенных пунктов (вывод из зон радиоактивного загрязнения) [2].

В области реабилитации загрязненных территорий наиболее актуальной задачей является оптимизация реабилитационных мероприятий, то есть внедрение наиболее эффективных технологий и реализация экономически оправданных мероприятий, ориентированных на улучшение радиационной обстановки.

Информационной основой для оценки возможности перехода к условиям нормальной жизнедеятельности или принятия решений о реабилитации загрязненных территорий могут служить комплексные

радиологические паспорта сельскохозяйственных предприятий, созданные на основе данных обследований сельскохозяйственных земель.

Анализ существующих паспортов радиоактивно загрязненных территорий

Работы по паспортизации радиоактивно загрязненных после аварии на ЧАЭС территорий были инициированы в 2011 году в рамках федеральной целевой программы «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года». Одной из первоочередных стояла задача создания необходимой методической базы для проведения работ по паспортизации загрязненных территорий, включая разработку структуры комплексного радиологического паспорта сельскохозяйственного предприятия.

К моменту начала работ на территории РФ были введены в действие Методические указания «Порядок ведения радиационно-гигиенических паспортов организаций и территорий» утв. Приказом Министерства здравоохранения РФ № 239 от 21 июня 1999 года [3]. Методические указания предназначены для организаций (предприятий) любой ведомственной принадлежности и формы собственности, в которых проводятся работы с использованием источников ионизирующего излучения, для администрации субъектов Российской Федерации и для центров государственного санитарно-эпидемиологического надзора Государственной санитарно-эпидемиологической службы Российской Федерации (с 9 марта 2004 г. Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека (Роспотребнадзор). Необходимо отметить, что радиационно-гигиенические паспорта организаций и территорий в основном носят информативный характер и позволяют дать общую оценку радиационной обстановке в регионе. В них не учитываются специфические особенности территорий, загрязненных после аварии на ЧАЭС. Информация, содержащаяся в радиационно-гигиенических паспортах организаций и территорий, касается в основном промышленных объектов, связанных с использованием ИИ, медицинского облучения и т.д., включает данные по дозовым нагрузкам на персонал и население, проживающее в зонах наблюдения (как правило, в целом по региону), и недостаточна для разработки систем реабилитации населенных пунктов, территорий сельскохозяйственных предприятий, лесных угодий, расположенных на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС.

Первый опыт разработки социально-радиационного паспорта для радиоактивно загрязненных территорий был предпринят в Брянской области. Подготовлен сводный документ «Брянская область. Социально-радиационный паспорт» [4], в который включены следующие разделы: общая характеристика области; послеаварийная характеристика области (включая динамику численности населения; число переселенцев; распределение лесов по уровням загрязнения; динамику загрязнения молока, мяса, лесной продукции, рыбы); основные мероприятия по ликвидации последствий чернобыльской катастрофы (включая обеспеченность жильем ликвидаторов, заболеваемость); заболеваемость детского населения юго-западных районов Брянской области; проблемы реабилитации объектов сельхозпроизводства.

Социально-радиационный паспорт в целом по Брянской области также имеет сугубо информационный характер и содержит обобщенную оценку сложившейся ситуации. Такая информация необходима для принятия общих политических и хозяйственных решений по необходимости и возможности проведения реабилитационных мероприятий, но недостаточна для разработки систем адресной реабилитации загрязненных территорий.

Опыт проведения комплексной паспортизации на уровне отдельных районов, хозяйств и населенных пунктов имеется в Беларуси. В рамках выполнения национальной программы по реабилитации пострадавших территорий в 2000-2005 гг. были разработаны социально-радиационные паспорта для различных уровней административно-территориального деления [5, 6]. Анализ структуры и информации социально-радиационных паспортов, разработанных в Беларуси, показывает, что они содержат достаточно полную информацию о предприятиях или населенных пунктах, расположенных на загрязненных территориях. Обращает на себя внимание практическая

направленность информации, то есть представлен значительный объем хозяйственной и экономической информации. В связи с тем, что социально-экономическая ситуация в загрязненных областях Беларуси достаточно стабильная и благополучная, то представленная в социально-радиационном паспорте информация позволяет продемонстрировать инвестиционную привлекательность территорий и хозяйств, несмотря на их расположение в зоне загрязнения.

Однако следует отметить, что в разработанных паспортах отсутствует подробная информация об уровнях загрязнения и почвенных характеристиках отдельных участков, что имеет значение при разработке адресных стратегий применения защитных и реабилитационных мероприятий с учетом неравномерности загрязнения пострадавших регионов. Кроме того, представляется целесообразным включить в структуру паспортов рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства с учетом радиационной обстановки.

Основываясь на анализе информации о существующих видах паспортизации, были определены цели и задачи создания комплексных радиологических паспортов сельскохозяйственных предприятий различных форм собственности, находящихся на радиоактивно загрязненных территориях.

Разработка научно-методической базы паспортизации сельскохозяйственных предприятий, находящихся на радиоактивно загрязненных территориях

Основная цель проведения паспортизации: обеспечение населения и органов исполнительной власти конкретной и объективной информацией для обоснования и проведения реабилитационных мероприятий и принятия решений по обеспечению безопасного проживания населения, ведения хозяйственной деятельности на радиоактивно загрязненных территориях.

Паспортизация включает в себя проведение следующих работ:

– сбор, обобщение и анализ информации об административно-территориальном делении района, размещении сельскохозяйственных угодий, структуре землепользования в сельскохозяйственных предприятиях, свойствах почвенного покрова, хозяйственно-экономических показателях сельскохозяйственных предприятий;

– создание каталогов сельскохозяйственных угодий, подлежащих паспортизации;

– объединение и структуризация полученной информации в виде баз данных;

– подготовка комплексных радиологических паспортов сельскохозяйственных предприятий на территориях РФ, пострадавших после аварии на ЧАЭС;

– разработка рекомендаций по безопасному ведению сельского хозяйства на загрязненных территориях.

Реабилитация загрязненных территорий после аварии на ЧАЭС должна базироваться на достоверной и полной информации, которая обеспечивается созданием комплексных радиологических паспортов сельскохозяйственных предприятий различных форм собственности, т.к. в зоне загрязнения преобладают сельские территории, и сельхозпредприятия являются «градообразующими» административно хозяйственными субъектами.

Целью создания комплексных радиологических паспортов сельскохозяйственных предприятий, которые являются базовыми для регионов с преобладанием сельскохозяйственного производства, к которым относятся загрязненные после аварии на ЧАЭС территории, является предоставление административно-хозяйственным органам, принимающим решения о ведении сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях, достоверной радиологической, хозяйственной, экономической и т.п. информации, необходимой для принятия решений по проведению реабилитационных мероприятий, обеспечивающих производство продукции, соответствующей санитарно-гигиеническим стандартам.

Интегральным показателем при оценке необходимости проведения реабилитационных мероприятий на загрязненных сельскохозяйственных землях также является доза облучения населения за счет потребления местных продуктов питания. Однако решение о применении защитных мероприятий на конкретном поле или участке принимается на основании данных об уровнях загрязнения почв и производимой здесь сельскохозяйственной продукции. На результатах

комплексной паспортизации загрязненных радионуклидами сельскохозяйственных территорий должны основываться решения об изменении статуса земель, например, о вводе ранее выведенных из землепользования угодий в хозяйственный оборот.

Основные требования к информации, которая должна содержаться в паспортах сельскохозяйственных предприятий различных форм собственности, находящихся на радиоактивно загрязненных территориях:

1) *Достоверность.* При проведении работ по паспортизации особое внимание должно быть уделено надежности источников информации. Источниками радиологической информации являются подразделения агрохимической службы Минсельхоза России и подразделения Россельхознадзора, осуществляющие радиационный контроль. Источниками информации по административно-хозяйственным и экономическим характеристикам являются администрации районов, муниципальных образований, сельских поселений, территориальные органы федеральной службы государственной статистики, администрации сельскохозяйственных предприятий.

2) *Достаточность для принятия решений.* Комплексный радиологический паспорт сельскохозяйственного предприятия должен содержать всю информацию, которая может быть необходима для анализа современной радиологической ситуации, оценки соответствия производимой сельскохозяйственной продукции действующим санитарно-гигиеническим нормативам, регламентам Таможенного союза и т.д., а также для выполнения прогностических оценок по изменению радиационной обстановки при различных вариантах использования территорий и принятия решения о проведении реабилитационных мероприятий.

3) *Доступность* для руководителей и специалистов сельскохозяйственных предприятий различных форм собственности.

В комплексные радиологические паспорта сельскохозяйственных предприятий юго-западных районов Брянской области были включены следующие основные блоки информации:

- общая информация: адрес, контактные телефоны ответственных лиц. Раздел содержит общую информацию о характеристиках района, в котором расположено сельскохозяйственное предприятие, физико-географические характеристики района (рельеф, климат, пути сообщения и т.д.), административное деление и т.д.

- административно-хозяйственная характеристика: административно-территориальная привязка сельскохозяйственного предприятия, основные хозяйственные характеристики – структура землепользования, севообороты, картосхема структуры землепользования;

- экономическая характеристика сельскохозяйственного предприятия (производство продукции растениеводства – валовой сбор, урожайность, себестоимость, цена, рентабельность, прибыль; производство продукции животноводства – поголовье животных, привес, валовое производство, цена, прибыль – убыток, рентабельность; заготовка кормов);

- почвенная характеристика сельхозугодий (тип и механический состав почвы, агрохимические показатели, картосхемы почвенного покрова, картосхемы агрохимических показателей почвы);

- радиологическая информация: распределение площадей земель по плотности загрязнения ^{137}Cs, картосхемы сельскохозяйственных угодий с уровнями загрязнения ^{137}Cs отдельных полей и участков, площади выведенных из оборота земель, уровни загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственной продукции;

- справочная информация (коэффициенты перехода радионуклидов в сельскохозяйственную и лесную продукцию; Гигиенические требования безопасности продовольственного сырья и продуктов (СанПиН 2.3.2.1078-01) для основных видов производимой продукции; расчетные предельно допустимые плотности загрязнения ^{137}Cs почв сельскохозяйственных угодий, на которых возможно получение нормативной продукции);

- эффективность приемов, обеспечивающих снижение накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, информация о проведенных реабилитационных мероприятиях;

- рекомендации по безопасному ведению сельского хозяйства (приемы и технологии ведения сельскохозяйственного производства на территориях, загрязненных радионуклидами, эффективность приемов,

обеспечивающих снижение накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, объемы и виды проведенных реабилитационных мероприятий, индивидуальные планы рекомендуемых реабилитационных мероприятий) [7].

По итогам предварительного анализа информации сформирован перечень сельскохозяйственных угодий юго-западных районов Брянской области для которых были созданы комплексные радиологические паспорта. Критерием включения территорий в каталог сельскохозяйственных угодий, подлежащих паспортизации, является превышение плотности загрязнения ^{137}Cs 185 кБк/м^2 (плотность загрязнения, начиная с которой, как правило, рекомендуется применение специальных защитных мероприятий).

Результаты комплексной паспортизации сельскохозяйственных угодий Брянской области, расположенных на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС

Работа проводилась на основе согласованных в 2011 г. межведомственных протоколов и регламентов приема/передачи данных результатов паспортизации радиоактивно загрязненных территорий между МЧС России и Минсельхозом России, Рослесхозом и Росгидрометом. В согласованных документах представлены требования к содержанию и структуре представления информации МЧС России, Минсельхозом России, Рослесхозом и Росгидрометом для создания единого банка данных результатов паспортизации радиоактивно загрязненных территорий, включая населенные пункты, сельскохозяйственные угодья и земли лесного фонда.

В 2012 году были проведены работы по паспортизации загрязненных сельскохозяйственных угодий Гордеевского района, в 2013 году – Злынковского и Красногорского районов, в 2014 году – Клинцовского и Новозыбковского районов, в 2015 – Климовского района Брянской области.

Информация для комплексных радиологических паспортов предоставлена ФГБУ «Брянскагрохимрадиология» Минсельхоза России, ФГБУ «Брянская межобластная ветеринарная лаборатория» Россельхознадзора, территориальным органом Федеральной службы государственной статистики по Брянской области и сельскими администрациями.

За время, прошедшее после аварии на ЧАЭС, неоднократно менялись границы и названия хозяйств, поэтому основные показатели для сельскохозяйственных предприятий (карты, почвенные характеристики, уровни загрязнения и т.д.) были приведены в соответствии с картами агрохимического и радиологического обследования, которые проводятся Федеральным государственным бюджетным учреждением Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Брянский».

Основными отраслями агропромышленного производства юго-западных районов Брянской области являются растениеводство и животноводство. Растениеводство специализируется на выращивании зерновых культур и картофелеводстве, а животноводство имеет преимущественно молочно-мясную направленность.

За последние годы произошло увеличение посевных площадей в Гордеевском районе, в то время как в Злынковском, Красногорском и Клинцовском районах количество посевных площадей сократилось. В Новозыбковском и Климовском районах посевные площади практически не изменились.

Основную долю от всей посевной площади составляют зерновые (34,4 % – в Гордеевском, 57,2 % – в Злынковском, 30,9 % – в Климовском, 51 % – в Клинцовском, 26,4 % – в Красногорском, 49 % – в Новозыбковском районах) и кормовые культуры (62,6 % – в Гордеевском, 37,2 % – в Злынковском, 60 % – в Климовском, 43,3 % – в Клинцовском, 69,5 % – в Красногорском, 46,5 % – в Новозыбковском районах). Овощебахчевые и технические культуры выращиваются в хозяйствах коллективного сектора в небольших объемах [8].

Увеличение поголовья крупного рогатого скота зафиксировано только в Климовском районе, на территории которого в настоящее время действует ООО «Брянская мясная компания» агропромышленного холдинга «Мираторг».

Сельскохозяйственные земли на территориях юго-западных районов Брянской области используются не в полном объеме.

Часть сельскохозяйственных угодий была полностью выведена из землепользования. Помимо отчужденных территорий не используется часть земель по экономическим причинам (например, вследствие банкротства землепользователя).

По результатам паспортизации 2012-2015 гг. создан единый банк данных, в который внесена информация для 101 сельскохозяйственного предприятия. Для 85 хозяйств составлены комплексные радиологические паспорта. Для каждого из 6 районов создан сводный радиологический паспорт.

Общая площадь сельскохозяйственных угодий, подлежащих паспортизации составила 270612 га, в том числе площадь пахотных угодий - 185371 га, сенокосов и пастбищ - 85241 га (табл. 1).

Таблица 1

Распределение по видам угодий сельскохозяйственных земель юго-западных районов Брянской области

Район	Площадь сельхозугодий, га			
	пашня	сенокосы	пастбища	всего
Новозыбковский	35862	7840	8418	52120
Злынковский	22028	2690	3560	28278
Гордеевский	31576	11539	11546	54661
Красногорский	37303	8640	11268	57211
Клинцовский	15482	3070	5178	23730
Климовский	43120	2877	8615	54612

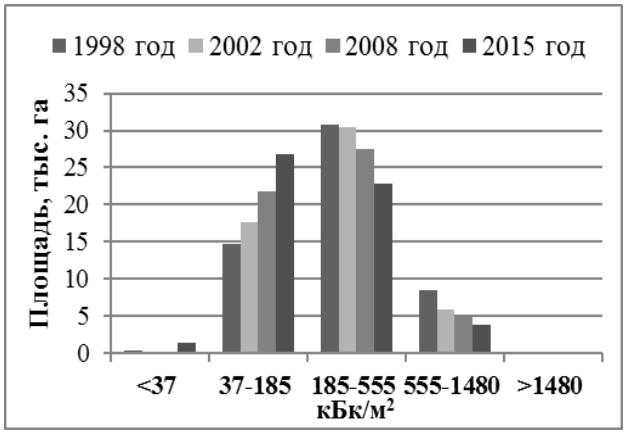
В случае радиоактивного загрязнения радионуклиды аккумулируются в почве, которая является начальным звеном миграции по цепочкам: почва-сельскохозяйственные растения и почва-корма-сельскохозяйственные животные. Свойства почвы (тип почвы, механический состав, агрохимические показатели) оказывают влияние на поведение радионуклидов в системе почва-растение. Поэтому при разработке систем земледелия на территориях, загрязненных радиоактивными веществами, включая проведение специальных мероприятий, необходимо проводить почвенное агрохимическое и радиологическое обследование территорий.

Почвенный покров территории юго-западных районов Брянской области довольно однородный. Повсеместно распространены дерново-подзолистые почвы различной степени оподзоленности и различного механического состава, нередко переувлажненные (глееватые и глеевые). Содержание гумуса колеблется в пределах 1,2-2,7 %, pH – 4,8-6,6, степень насыщенности основаниями – от 60 до 90 %.

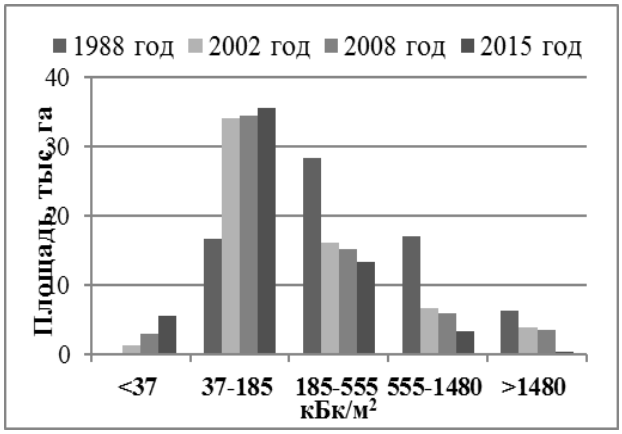
Обеспеченность почвы питательными элементами юго-западных районов Брянской области, как правило, невысокая. Степень обеспеченности подвижного фосфора в почвах районов низкая – средневзвешенное содержание колеблется в диапазоне 16,1-20,7 мг/100 г. Средневзвешенное содержание калия колеблется в диапазоне 8,5-12 мг/100 г почвы. Отмеченные свойства почв обуславливают слабую фиксацию ^{137}Cs, что приводит к его высокой подвижности и накоплению в урожае сельскохозяйственных культур [9].

В течение всего послеаварийного периода было проведено несколько туров радиологического обследования сельскохозяйственных земель юго-западных районов Брянской области. Сравнение результатов показывает значительное улучшение радиационной обстановки – сокращение площадей угодий с высокими уровнями загрязнения и увеличение доли земель с более низкими уровнями загрязнения ^{137}Cs (рис. 1).

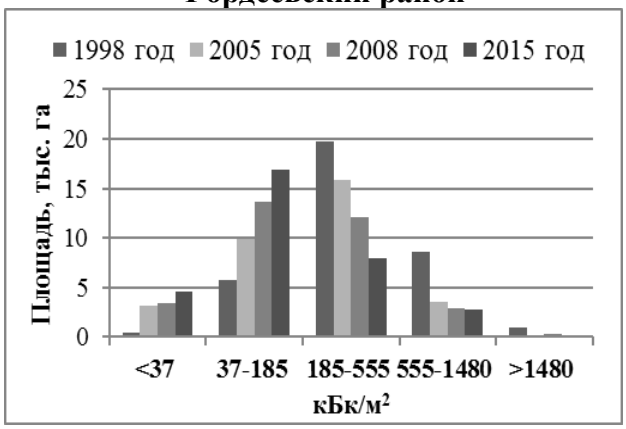
Анализ имеющейся информации показал, что радиационная обстановка на сельскохозяйственных угодьях юго-западных районов Брянской области изменилась в сторону снижения плотности ^{137}Cs. По состоянию на 2015 г. средневзвешенная плотность загрязнения пашни ^{137}Cs варьирует в пределах от 78 кБк/м^2 до 254 кБк/м^2, а сенокосов и пастбищ – от 135 кБк/м^2 до 497 кБк/м^2 (табл. 2).



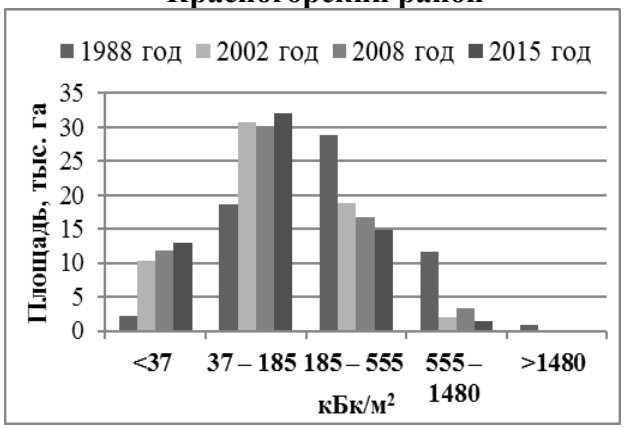
Гордеевский район



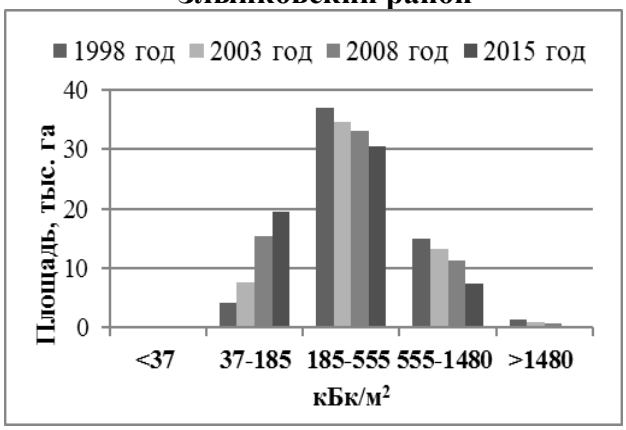
Красногорский район



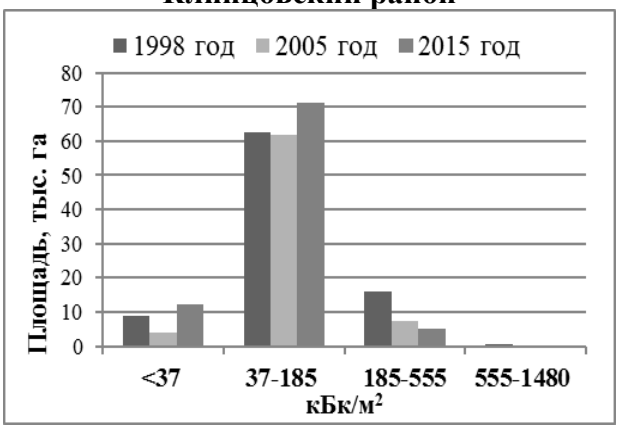
Злынковский район



Клинцовский район



Новозыбковский район



Климовский район

Рисунок 1 – Распределение площадей по плотностям загрязнения

Таблица 2

Динамика плотности загрязнения почв сельскохозяйственных угодий ^{137}Cs юго-западных районов Брянской области [7]

Год обследования	Вид угодий	Средневзвешенная плотность загрязнения, кБк/м^2					
		Гордеевский район	Злынковский район	Красногорский район	Клинцовский район	Новозыбковский район	Климовский район
1998	пашни	281	269	232	160	389	116
	сенокосы и пастбища	439	483	424	288	692	200
	всего	348	319	314	200	488	131
2008	пашни	217	217	180*	148	307	91**
	сенокосы и пастбища	385	384	344*	274	562	171**
	всего	288	258	250*	185	392	104**
2016	пашни	181	180	133	108	254	78
	сенокосы и пастбища	321	328	263	236	497	135
	всего	241	214	191	148	330	89

** – 2002 г., ** – 2005 г.*

После аварии на ЧАЭС было проведено зонирование территорий по плотности загрязнения ^{137}Cs. Сельскохозяйственные угодья с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м^2 были выведены из хозяйственного использования. Общая площадь таких земель составила 17,1 тыс. га, в том числе сенокосов и пастбищ – 9,8 тыс. га, а пахотных земель – 7,3 тыс. га. Всего в зону отчуждения вошли сельскохозяйственные угодья 23 хозяйств Гордеевского, Злынковского, Клинцовского, Красногорского и Новозыбковского районов Брянской области [10].

За прошедший после аварии на Чернобыльской АЭС период в результате радиоактивного распада площади земель с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м^2 сократились и в настоящее время составляют 9% от ранее выведенных из оборота земель Гордеевского района, 3,4% – Злынковского района и 46,3% – Красногорского района и 6,1% – Новозыбковского района. Остальные земли по радиологическому критерию (плотность загрязнения) могут быть возвращены в хозяйственное использование [11].

Высокие уровни загрязнения сельскохозяйственных угодий после аварии на Чернобыльской АЭС определили необходимость масштабного применения защитных мероприятий, которые включали агротехнические приемы (вспашка угодий, коренное улучшение сенокосов и пастбищ) и агрохимические технологии (известкование, применение повышенных доз фосфорно-калийных удобрений). Защитные и реабилитационные мероприятия проводились на сельскохозяйственных угодьях, подвергшихся радиоактивному загрязнению после аварии на ЧАЭС, начиная с момента катастрофы. В период 1986 по 1988 гг. мероприятия в агропромышленном производстве проводились в постоянно увеличивающихся масштабах, а с 1988 по 1992 гг. они осуществлялись в оптимальных размерах. Именно это позволило обеспечить существенное снижение объемов производства продукции с уровнями загрязнения выше ВДУ: по молоку от 86 % в 1986 г. до 1,7 % в 1994 г.; по мясу – от 15,2 % до 0,06 %; по зерну – от 78 % до менее 0,01 % [12].

Начиная с 1993 г. объемы проводимых реабилитационных мероприятий резко сократились и в последние годы незначительны. Как показывают данные радиационного контроля, до сих пор сохраняются риски получения сельскохозяйственной продукции (молоко, корма и т.д.), содержание в которой ^{137}Cs превышает установленные санитарно-гигиенические и ветеринарные нормативы

Показатель содержания ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции служит одним из основных критериев оценки радиологической ситуации.

Критической экологической системой в радиоактивно загрязненных ландшафтах юго-западных районов Брянской области остаются лугопастбищные угодья, где наличие луговой дернины, в которой сосредоточена большая часть ^{137}Cs, обеспечивает интенсивное и длительное поступление этого радионуклида в растения. Поэтому, основную проблему представляет производство чистых кормов и, соответственно, продукции животноводства.

Следует отметить высокую вариабельность данных по загрязнению кормов, особенно зеленой массы трав, что связано как с различными уровнями загрязнения сенокосов и пастбищ, их почвенными характеристиками, так и с объемами и видами проведенных ранее реабилитационных мероприятий (табл. 3).

Таблица 3

Содержание ^{137}Cs в продукции хозяйств юго-западных районов Брянской области в период с 2011 по 2015 гг., Бк/кг(л) [7]

Продукция	Значение	Район					
		Гордеевский	Злынковский	Красногорский	Клинцовский	Новозыбковский	Климовский
Зерно	среднее	10	26	17	12	29	6
	мин.	6	3	3	3	2	3
	макс.	18	68	159	91	143	12
Картофель	среднее	-	9	6	15	20	23
	мин.	-	5	3	10	5	13
	макс.	-	16	11	40	28	55
Сено	среднее	340	130	59	66	240	22
	мин.	223	4	5	10	5	1
	макс.	570	479	269	578	1875	400
Сенаж	среднее	81	-	19	40	54	7
	мин.	54	-	6	5	2	4
	макс.	97	-	80	513	188	10
Силос	среднее	66	43	69	11	69	9
	мин.	66	2	5	3	3	3
	макс.	66	174	95	22	541	53
Травы (зел. масса)	среднее	169	46	51	216	77	58
	мин.	48	3	2	10	1	5
	макс.	287	700	388	980	2314	760
Солома	среднее	52	94	-	138	151	24
	мин.	35	7	-	125	4	6
	макс.	101	393	-	160	784	50
Молоко	среднее	106	15	37	41	45	10
	мин.	47	2	10	10	1	1
	макс.	176	50	102	126	232	91

Расчеты показывают, что на дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах без применения реабилитационных технологий получение зеленой массы трав с содержанием ^{137}Cs 100 Бк/кг (ветеринарный норматив) будет достигнуто при плотности загрязнения около 150 кБк/м^2. Таким образом, на части кормовых угодий требуется применение реабилитационных мероприятий.

Результаты радиационного контроля показывают, что содержание ^{137}Cs в молоке может достигать превышения санитарно-гигиенические нормативов до 2,3 раз (табл. 3).

Как показал анализ полученной информации, на 79,1 тыс. га (29,2 %) из 270,6 тыс. га сельскохозяйственных угодий, подлежащих паспортизации, требуется проведение реабилитационных мероприятий, чтобы обеспечить производство продукции, соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам (табл. 4).

Суммарная площадь пахотных угодий, на которых сохраняется потребность в проведении реабилитационных мероприятий (калиевание, известкование) для производства продукции растениеводства, составляет 13163 га. В случае использования пашни для производства кормов на 36814 га необходимо проведение мероприятий (калиевание, известкование). Площадь сенокосов и пастбищ, на которых сохраняется потребность в проведении реабилитационных мероприятий (коренное улучшение), составляет 18835 га. При выпасе крупного рогатого скота на 23510 га сенокосов и пастбищ для получения нормативно чистой продукции животноводства необходимо применение ферроцинсодержащих препаратов (табл. 4) [7].

Таблица 4

Площадь сельскохозяйственных угодий, на которых сохраняется потребность в применении реабилитационных мероприятий в зависимости от типа землепользования

Район	Общая площадь сельхозугодий, га	Площадь, сельхозугодий, на которых необходимо проводить реабилитационные мероприятия, га	Пашня		Кормовые угодья	
			растениеводство (калиевание, известкование)*	кормопроизводство (калиевание, известкование)**	коренное улучшение	применение ферроцинсодержащих препаратов
Гордеевский	54661	23615	2894	10052	8768	4795
Красногорский	57211	14351	3238	7382	4195	2774
Клинцовский	23730	4823	615	1260	1252	2311
Новозыбковский	52120	27154	5870	16214	3355	7585
Злынковский	28278	4927	546	1906	937	2084
Климовский	54612	4289	-	-	328	3961
Всего	*270612*	*79159*	13163	36814	18835	23510

** – при использовании пахотных угодий для производства только растениеводческой продукции*
*** – при использовании пахотных угодий для производства кормов (сеяные, многолетние травы)*

Комплексная паспортизация сельскохозяйственных предприятий, расположенных в наиболее загрязненных районах Брянской области, с одной стороны, показала значительное улучшение радиационной обстановки: средневзвешенная плотность загрязнения ^{137}Cs за последние 20 лет снизилась в среднем в 1,5 раза, более 75 % ранее выведенных из землепользования территорий могут быть возвращены в оборот по

радиологическому критерию. С другой стороны, данные радиационного контроля показывают, что до сих пор сохраняются риски получения сельскохозяйственной продукции, содержание в которой ^{137}Cs превышает установленные санитарно-гигиенические нормативы. Несмотря на снижение уровней радиоактивного загрязнения, более чем на 29 % загрязненных ^{137}Cs угодий сохраняется потребность в проведении реабилитационных мероприятий.

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. Богдевича. Москва-Минск: Фонд «Инфосфера» -НИА-Природа, 2009. 139 с.

2. Радиологические аспекты возвращения территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности / Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко, И.К. Романович [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 3. С. 322-335.

3. Порядок ведения радиационно-гигиенических паспортов организаций и территорий: методические указания (утв. совместным приказом Минздрава РФ, Федерального надзора России по ядерной и радиационной безопасности и ГК РФ по охране окружающей среды от 21.06.99. № 000/66/288).

4. Брянская область. Социально-радиационный паспорт / Международная научно-практическая конференция «Чернобыль 20 лет спустя». Брянск, 2005, 26 с.

5. Социально-радиационный паспорт. Гомельская область. Ветковский район / Комитет по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС. Гомель, 2004. 16 с.

6. Социально-радиационный паспорт. Гомельская область. Наровлянский район. СПК «Чырвоны баец» / Комитет по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС. Гомель: Гомельский областной исполнительный комитет, РНИУП «Институт Радиологии», 2004. 16 с.

7. Итоги комплексной паспортизации сельскохозяйственных угодий Брянской области, загрязненных радионуклидами / О.*А. Шубина, И.Е. Титов, В.В. Кречетников, С.И. Санжарова* // Агрохимический вестник. 2017. № 3. С. 35-39.

8. Краткий обзор результатов паспортизации сельскохозяйственных предприятий на территориях брянской области, пострадавших после аварии на ЧАЭС / *О.А. Шубина, И.Е. Титов, В.В. Кречетников, Е.И. Карпенко* // Международный научно-исследовательский журнал. 2015. № 11-3 (42). С. 99-103.

9. Агрохимическое и агроэкологическое состояние почв Брянской области / *П.В. Прудников, С.В. Карпеченко, А.А. Новиков, Н.Г. Поликарпов*. Брянск: Изд-во ГУП «Клинцовская городская типография», 2007. 608 с.

10. Радиоактивное загрязнение почв Брянской области / *Г.Т. Воробьев, Д.Е. Гучанов, З.Н. Маркина* [и др.]. Брянск: Грани, 1994. 177 с.

11. 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.

12. Российский национальный доклад 30 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. 1986-2016 / Под общей ред. В.А. Пучкова, Л.А. Большова. М., 2016. 202 с.

Вопросы возвращения в хозяйственное использование территорий, временно выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС

Шубина О.А., Титов И.Е., Кречетников В.В., Санжарова С.И.

Выполнена оценка современной радиоэкологической ситуации на территориях, временно выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС. Общая площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м^2 в настоящее время составляет 20,7% от площади выведенных из землепользования земель, то есть 3,5 тыс. га. Остальные земли по радиологическому критерию (плотность загрязнения) могут быть возвращены в хозяйственное использование. Разработана методология и критерии возвращения в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель. На основе данных радиологического обследования 2014-2015 гг. создан электронный реестр земель, выведенных из землепользования в результате аварии на ЧАЭС. Разработана геоинформационная система (ГИС) для научного обоснования программ возвращения в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель. С использованием ГИС проведена классификация по потребности в возвращении в оборот временно выведенных из землепользования сельскохозяйственных угодий Брянской области, выполнена оценка необходимости проведения реабилитационных мероприятий на этих землях. Разработаны индивидуальные планы реабилитационных мероприятий и последовательность действий по возвращению земель в хозяйственный оборот для 22 хозяйств Брянской области.

Авария на ЧАЭС, радиоактивное загрязнение, сельскохозяйственные угодья, зона отчуждения, выведенные из землепользования территории, возвращение в хозяйственный оборот

Введение

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 связи с этим была предложена зональная система ведения агропромышленного производства, которая предусматривает проведение комплекса мероприятий по ограничению перехода радионуклидов в продукцию и разработку структуры размещения отдельных отраслей производства в зависимости от уровня радиоактивного загрязнения. Сельскохозяйственные угодья с высокими уровнями загрязнения (свыше 1480 кБк/м^2) были выведены из землепользования.

В восстановительный период после аварии основной целью является, с одной стороны, обеспечение радиационной безопасности сельского населения, а, с другой, ведение хозяйственной деятельности без каких-либо ограничений по радиационному фактору. Выполнение этих требований создаст условия для устойчивого экономического развития пострадавших территорий.

Проблема возвращения в хозяйственный оборот территорий, выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС, является одной из наиболее актуальных в отдаленный период после аварии.

Оценка современной ситуации показывает, что часть земель с высокими уровнями загрязнения, временно выведенных из землепользования, в настоящее время может быть возвращена в хозяйственный оборот. На территории Российской Федерации пока не утверждена процедура возвращения земель в землепользование, и сельскохозяйственные угодья, как правило, используются несанкционированно.

Формирование и особенности зоны отчуждения на территории Российской Федерации

Зона отчуждения первоначально формировалась для эвакуации населения Брянской области из населенных пунктов, где плотность загрязнения ^{137}Cs превышала 40 Ки/км^2 (1480 кБк/м^2). 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 [1].

Зонирование сельскохозяйственных земель и лесных территорий осуществлялось по плотности загрязнения.

Площади лесных массивов с плотностью загрязнения свыше 40 Ки/км^2 (1480 кБк/м^2) составляли 15,1 тыс. га. Лесные территории не исключались из лесопользования. В зависимости от плотности загрязнения по ^{137}Cs введены ограничения на лесопользование [2].

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. [3, 4].

Площадь сельскохозяйственных земель с плотностью загрязнения свыше 40 Ки/км^2 (1480 кБк/м^2) составила 17,1 тыс. га, в том числе сенокосов и пастбищ – 9,8 тыс. га, а пахотных земель – 7,3 тыс. га [5]. 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 крупномасштабного радиологического картографирования загрязненных территорий, выполненного Брянским Центром «Агрохимрадиология». Сельскохозяйственное производство на территориях, где плотность загрязнения ^{137}Cs превышала 2960 кБк/м^2 (80 Ки/км^2), было полностью прекращено. Основная часть отчужденных земель находится на территории Брянской области в приграничных районах с Республикой Беларусь (рис. 1).

Всего в зону отчуждения вошли сельскохозяйственные угодья 23 хозяйств Гордеевского, Злынковского, Клинцовского, Красногорского и Новозыбковского районов Брянской области (табл. 1) [6].

Особенностью формирования зоны отчуждения в Брянской области является ее территориальная раздробленность – из хозяйственного оборота были выведены как земли отдельных хозяйств, так и локальные участки различной площади (рис. 2).

Сельскохозяйственные угодья, временно выведенные из землепользования в юго-западных районах Брянской области, характеризуются неоднородностью по плотности загрязнения, разнообразием почвенного покрова, варьированием агрохимических характеристик почв.

Почвенный покров сельскохозяйственных угодий, выведенных из землепользования, в основном представлен дерново-подзолистыми, дерново-глеевыми, болотными перегнойно-торфяными и пойменными аллювиально-слоистыми почвами. Почвы характеризуются низким содержанием гумуса (0,5-2,5 %) и питательных веществ (содержание подвижного фосфора 3,8-20 и калия 3,5-12,4 мг/100 г почвы), кислой реакции почвенного раствора (pH=4,2-5), невысокой степенью насыщенности основаниями (31-69 %). Отмеченные свойства обуславливают относительно низкую фиксацию ^{137}Cs, что приводит к его высокой подвижности в почве и в системе почва-растение [6].

Отчуждение сельскохозяйственных угодий привело к проявлению следующих последствий:

- снижение почвенного плодородия (увеличение кислотности почв, уменьшение запаса питательных элементов и т.п.);
- закустаривание полей;
- изменение продуктивности сенокосов и пастбищ;
- зарастание сорной растительностью и восстановление естественной растительности на залежах;
- заболачивание сельскохозяйственных угодий при деформации и повреждении мелиоративных систем;
- возможность появления очагов размножения возбудителей болезней растений и вредных насекомых.

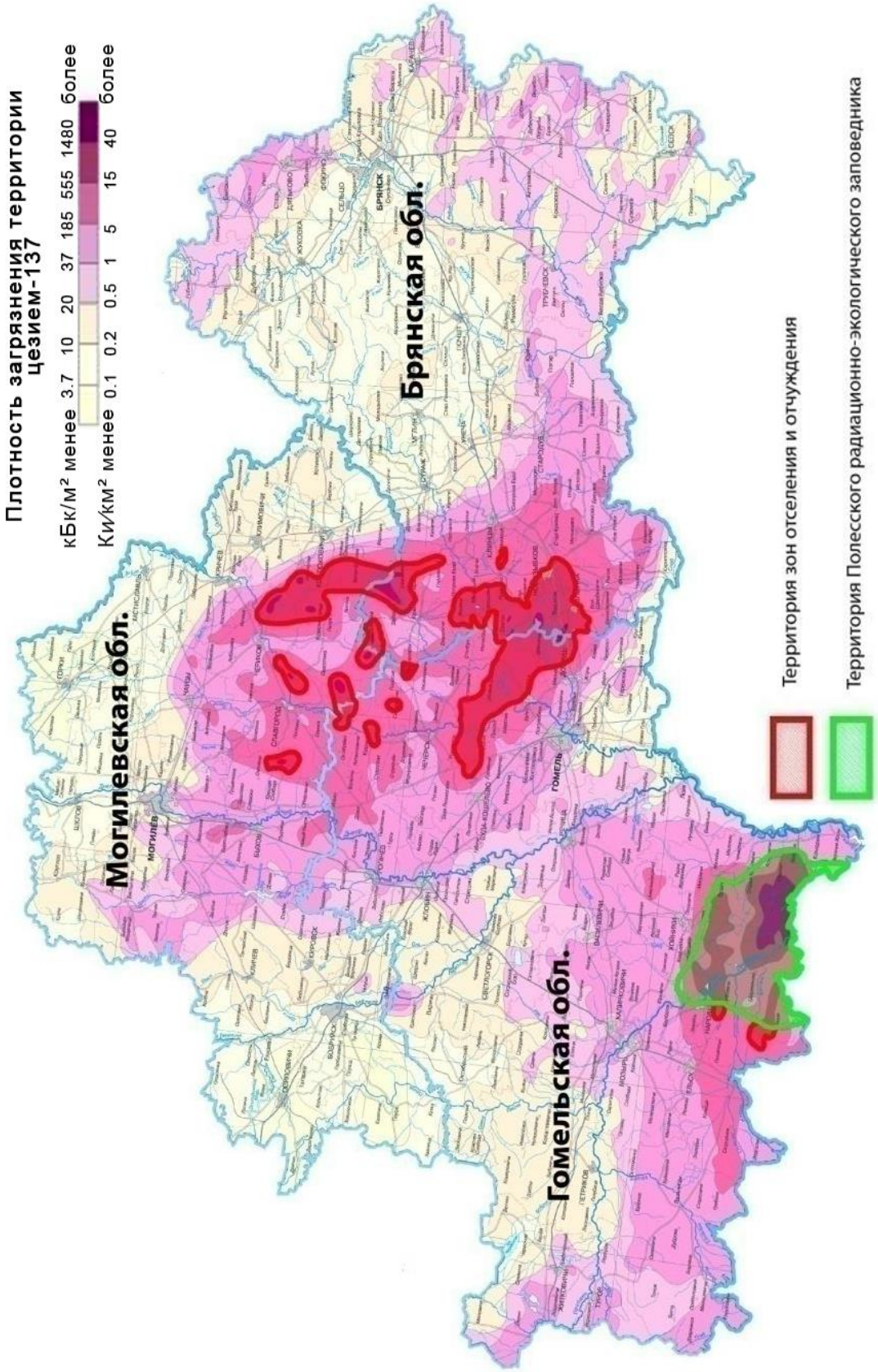


Рисунок 1 – Карта-схема расположения зон отселения и отчуждения на территории Брянской области России, Гомельской и Могилевской областей Беларуси

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. Ипуть»	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***

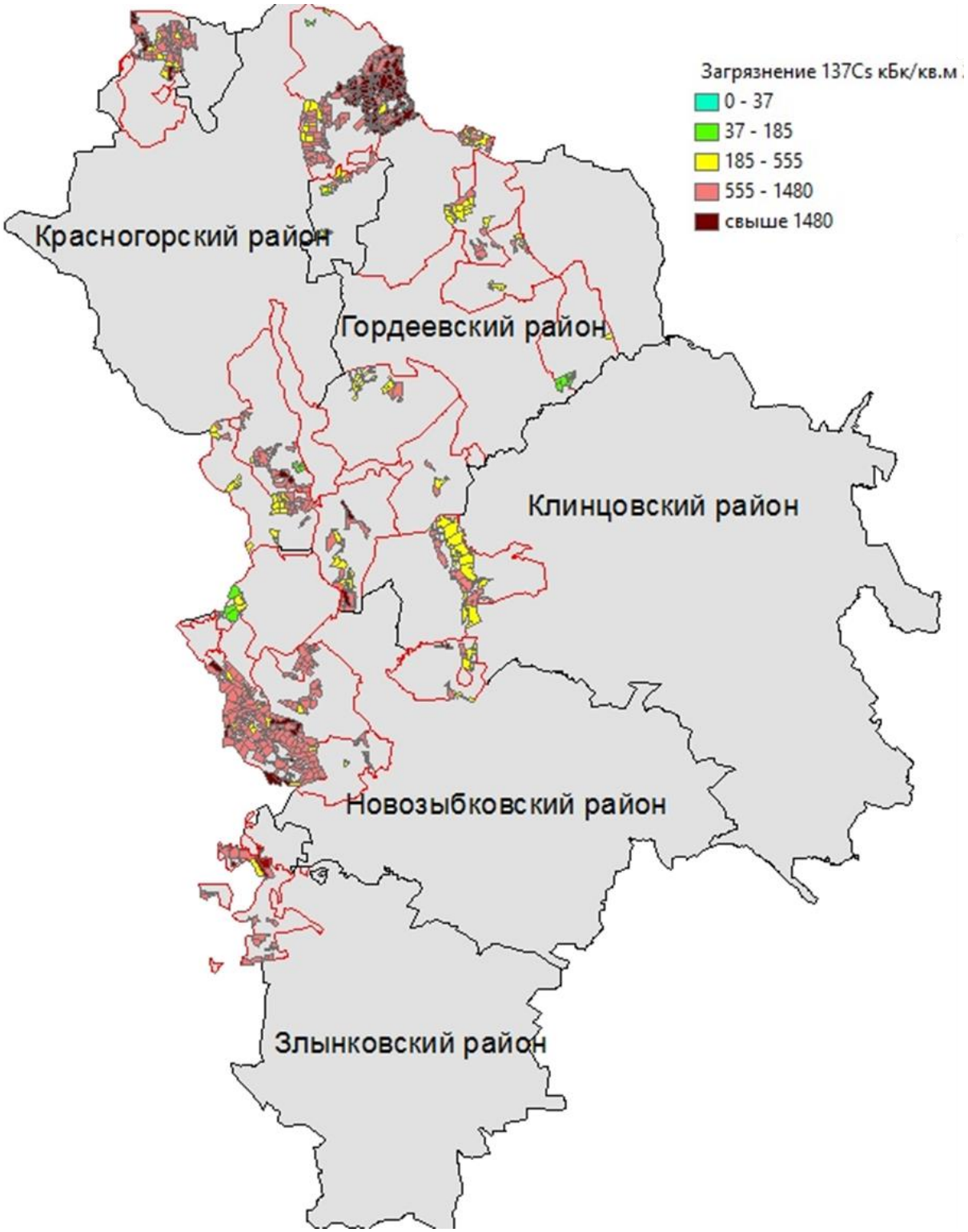


Рисунок 2 – Карта-схема сельскохозяйственных земель, выведенных из хозяйственного использования

Анализ культуртехнического состояния временно выведенных из оборота сельскохозяйственных земель показал, что в настоящее время пашня составляет 21%, сенокосы и пастбища – 41 %, залежь – 32 % и лес – 6 % (рис. 3). Степень зарастания кустарником и мелколесьем варьирует от 30 до 80 %, значительная часть пастбищ закочкарена, идет активный процесс развития сорной растительности. За время, прошедшее с момента отчуждения, произошло изменение видового состава растительности, значительно снизилась продуктивность травостоев и уровень почвенного плодородия.

При возвращении в оборот угодий, временно выведенных из землепользования, значительный объем работ будет приходиться на подготовительные мероприятия. Подготовительные работы включают расчистку земель от древесной и кустарниковой растительности, срезку и разделку кочек, уничтожение ненужных канав и траншей и планировку местности.

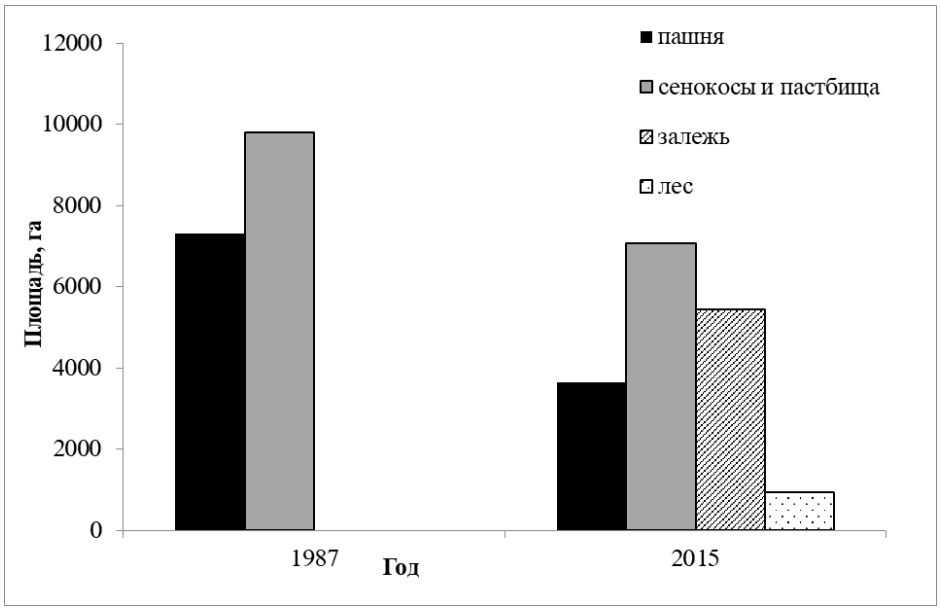


Рисунок 3 – Распределение выведенных из оборота земель по типам землепользования

Состав, способы и стоимость проведения подготовительных культуртехнических мероприятий определяются состоянием залежи, сенокосов и пастбищ. Для выполнения культуртехнических работ необходимо детальное обследование состояния поверхности каждого участка.

При проведении мероприятий по улучшению сенокосов и пастбищ обязательным условием является восстановление истории угодий, которые планируется возвратить в землепользование. Это связано с опасностью извлечения сильнозагрязненного слоя почвы, если в первый период после аварии проводилась глубокая вспашка с оборотом пласта.

Восстановление информации о мероприятиях, проведенных на сельскохозяйственных угодьях, временно выведенных из землепользования, представляет в настоящее время достаточно сложную задачу, особенно для территорий тех хозяйств, которые ликвидированы как юридическое лицо. Полученные сведения показывают, что основной объем защитных мероприятий приходился на 1986-1988 гг., то есть в первый период после аварии. Последствия этих мероприятий в настоящее время не проявляются. По большинству хозяйств, сельскохозяйственные угодья которых частично или полностью выведены из землепользования, информация о характере и сроках проведения защитных мероприятий отсутствует.

Оценка радиологической обстановки на временно выведенных из оборота сельскохозяйственных угодьях Брянской области

Несмотря на статус выведенных из оборота земель, часть их в настоящее время используется в хозяйственной практике.

Степень использования отчужденных земель зависит от их доли в общей площади хозяйства, а также от расположения по отношению к территориям, где не прекращалась хозяйственная деятельность. В хозяйствах, угодья которых практически полностью выведены из землепользования, а население выселено, доля используемых земель невелика (хозяйства «им. Кирова» и «им. 24 Партсъезда» Красногорского района, хозяйства «им. 22 Партсъезда» и «Комсомолец» Новозыбковского района). В том случае, когда хозяйства сохранены как административно-хозяйственные единицы, выведенные из землепользования отдельные участки используются, как правило, для производства зерна, а также как сенокосы и пастбища для откорма молодняка. Однако в большинстве случаев имеет место их несанкционированное использование.

По характеру использования в настоящее время отчужденные земли можно подразделить на следующие виды:

- земли не используются (идет процесс залесения бывших сельскохозяйственных угодий);
- пашня (выращиваются зерновые культуры и сеяные многолетние травы);
- 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 2007 году было проведено сплошное обследование угодий, выведенных из землепользования, результаты которого представлены в таблице 2.

Таблица 2

Распределение выведенных из оборота земель по плотности загрязнения ^{137}Cs, 2007 г.

Хозяйство	В том числе по зонам загрязнения ^{137}Cs, га			
	37-185 кБк/м^2	185-555 кБк/м^2	555-1480 кБк/м^2	свыше 1480 кБк/м^2
Гордеевский район				
СХП « Дружба»	-	90	411	30
СХП « Верный путь»	39	157	79	-
СХП « Рабочий Путь»	-	56	100	-
С-з « Мирный	10	303	476	194
С-з « Смяльчский»	16	16	143	-
С-з «Петровобудский»	34	101	33	-
С-з «Уношевский»	-	259	184	-
По району	**99**	**982**	**1426**	**224**
Злынковский район				
К-з « Ленинский путь»	29	43	887	55
По району	**29**	**43**	**887**	**55**
Клинцовский район				
К-з им. Ленина	12	133	678	386
По району	**12**	**133**	**678**	**386**
Красногорский район				
К-з им. Кирова	-	6	301	1190
К-з им. Чапаева	-	-	50	10
К-з им. 24 Партсъезда	-	-	439	1303
К-з « Правда»	-	38	408	185
С-з «Ларневский»	-	27	286	89
С-з «Кургановский»	-	21	391	501

Хозяйство	В том числе по зонам загрязнения ^{137}Cs, га			
	37-185 кБк/м²	185-555 кБк/м²	555-1480 кБк/м²	свыше 1480 кБк/м²
С-з « Увелье»	-	40	481	196
С-з « Батуровский»	-	14	271	40
По району	**-**	**146**	**2627**	**3514**
Новозыбковский района				
К-з « Коммунар»	-	191	35	35
К-з «Комсомолец»	60	197	2165	72
К-з «Кр. Ипуть»	-	63	537	-
К-з «22 Партсъезда»	-	64	545	391
К-з «Решительный»	-	129	816	81
К-з « Россия»	10	289	19	-
По району	**70**	**933**	**4117**	**579**
Всего по области	**210**	**2237**	**9735**	**4758**

По состоянию на 2015 год площади земель с плотностью загрязнения по ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м² сократились и составляют в Гордеевском районе 9 %, в Злынковском – 3,4 %, в Красногорском – 46,3 %, в Новозыбковском – 6,1 % от ранее выведенных из оборота земель (табл. 3).

Таблица 3

Распределение выведенных из оборота земель по плотности загрязнения ^{137}Cs в 2015 году, га

Район	Площадь обследования	Распределение по уровням загрязнения ^{137}Cs			
		37-185 кБк/м²	185-555 кБк/м²	555-1480 кБк/м²	>1480 кБк/м²
Новозыбковский	5859	70	1484	3945	360
Красногорский	6287	0	393	2986	2908
Гордеевский	2731	74	1032	1379	246
Клинцовский	1209	12	409	788	0
Злынковский	1014	27	39	914	34
Всего	*17100*	*183*	*3357*	*10012*	*3548*

Общая площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м² в настоящее время составляет 20,7 % от площади выведенных из землепользования земель, то есть 3,5 тыс. га (рис. 4). Часть земель, временно выведенных из оборота, может быть использована для различных хозяйственных целей. В первую очередь это касается локальных участков, расположенных в границах существующих хозяйств.

Прогноз показывает, что общая площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м² к 2035 сократится в 7 раз и составит 509 га, а к 2060 году все выведенные из оборота земли будут иметь плотность загрязнения ниже 1480 кБк/м² (рис. 5).

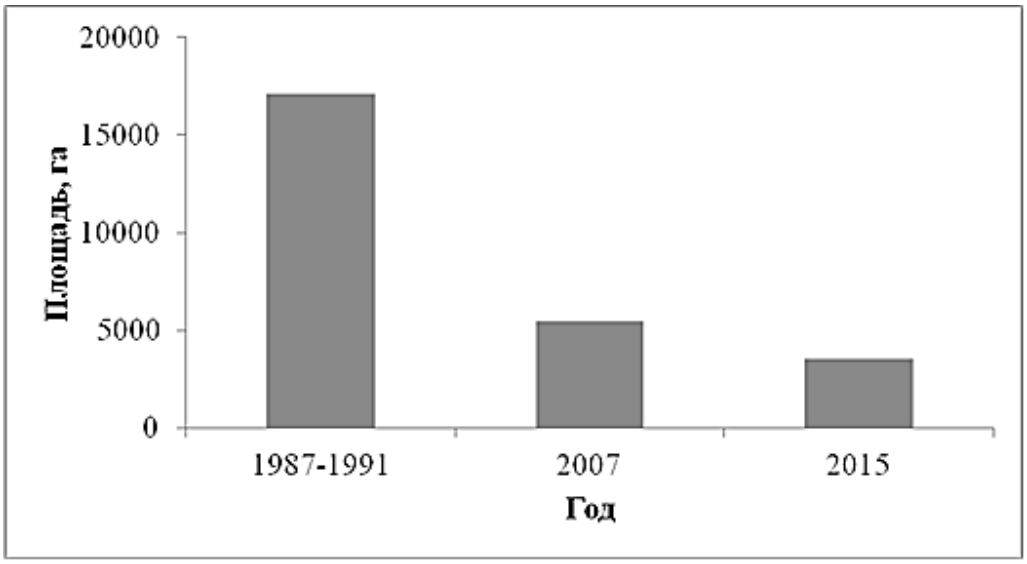


Рисунок 4 – Динамика изменения общей площади земель с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м^2

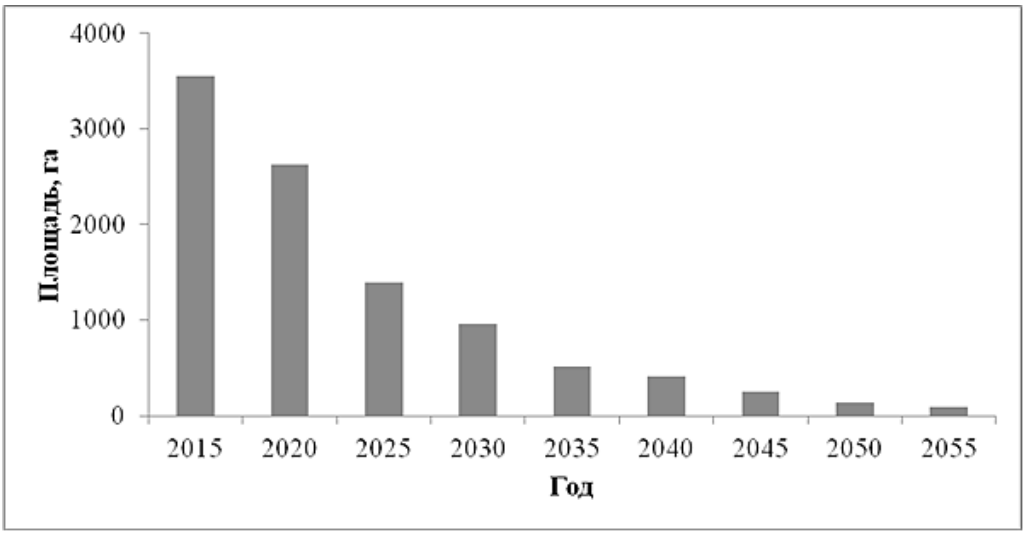


Рисунок 5 – Прогноз изменения общей площади выведенных из оборота земель с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м^2

Методологический подход к возвращению в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель в результате их радиоактивного загрязнения

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. Проблема возвращения в хозяйственное использование выведенных из оборота земель является комплексной. Принятие решений, связанных с возвращением отчужденных земель, должно основываться на оценке радиационной обстановки, культуртехнического состояния земель, экономической целесообразности, социальных факторов. Конечной целью реабилитации является достижение устойчивого ведения хозяйственной деятельности без ограничения по радиологическим критериям [7].

Улучшение радиационной обстановки на выведенных из землепользования землях на восстановительной стадии после аварии позволяет ставить вопрос об уточнении статуса выведенных из землепользования территорий и возвращении их в хозяйственный

оборот. Изменение статуса выведенных из хозяйственного использования территорий осуществляется в установленном законодательством порядке на основе их комплексного обследования и прогноза изменения радиологической обстановки.

Классификация территорий с высокими уровнями загрязнения по возможности возвращения в хозяйственную деятельность.

Классификация территорий в отношении перспектив возвращения в хозяйственную деятельность базируется на существующей национальной нормативно-правовой базе, сложившейся радиационной обстановке и планируемом виде хозяйственного использования территорий.

В отношении перспектив возвращения в хозяйственную деятельность выведенные земли подразделяются на территории, на которых в данный момент времени возможна:

- полная реабилитация без проведения защитных мероприятий;
- полная реабилитация после проведения защитных мероприятий;
- частичная реабилитация без проведения защитных мероприятий;
- частичная реабилитация с проведением защитных мероприятий;
- реабилитация не возможна.

В настоящее время при планировании реабилитационных мероприятий на первый план выходят не радиологические, а социально-экономические критерии. В связи со сложной экономической ситуацией в стране, с особенностью формирования зоны отчуждения при принятии решений о реабилитации земель целесообразно определить те территории, на которых она необходима в первую очередь.

Таким образом, для ранжирования участков выведенных их землепользования по степени потребности проведения реабилитационных мероприятий учитываются следующие факторы: уровни загрязнения, удаленность от населенного пункта, культуртехническое состояние, тип землепользования, тип почв, степень хозяйственного использования прилегающих территорий, наличие несанкционированного использования территорий.

По потребности в возвращении сельскохозяйственных угодий в землепользование территории подразделяются на:

I – отдельные земельные участки, находящиеся в непосредственной близости к населенным пунктам;

II – отдельные земельные участки, расположенные в пределах функционирующих сельскохозяйственных предприятий, удаленные от населенных пунктов, но рядом с которыми ведется хозяйственная деятельность;

III – земельные участки, удаленные от населенных пунктов, рядом с которыми хозяйственная деятельность не ведется; участки, прилегающие к лесу; участки с высоким уровнем закочкарености или зелесения;

IV – отчужденные и отселенные территории - земли сельскохозяйственных предприятий, которые полностью выведены из оборота, а население эвакуировано (бывшие колхозы им. Кирова и им. 24 Партсъезда Красногорского района, им. 22 Партсъезда Новозыбковского района).

При реабилитации выведенных земель для сельскохозяйственного производства приоритет отдается территориям, входящим в группу I, а также в группу II, с меньшей плотностью радиоактивного загрязнения, большим плодородием на бывших сельскохозяйственных угодьях, примыкающих к действующим хозяйствам. Земельные участки, относящиеся к группе III, по итогам обследования могут быть переведены в земли лесного фонда. Реабилитация и возвращение в сельскохозяйственное использование территорий, относящихся к группе IV, возможны после комплексной радиологической и экономической оценки всех сценариев вероятного использования данных земель [8].

Критерии возвращения в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель в результате их радиоактивного загрязнения

Основные критерии возвращения в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель:

- *радиологические*: снижение плотности загрязнения почвы ^{137}Cs до уровней, позволяющих производить на этой территории традиционную сельскохозяйственную продукцию и собирать «дары леса», удовлетворяющие санитарным требованиям;
- *социально-экономические*: экономическая и радиологическая целесообразность

проведения реабилитационных мероприятий; высокая вероятность несанкционированного использования загрязненных территорий.

При принятии решений о возвращении в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель требуется провести оценку необходимости проведения реабилитационных мероприятий. Применение защитных или специальных мероприятий является основным средством, позволяющим сократить время ввода выведенных территорий в хозяйственное использование, расширить масштабы и направленность такого использования. При планировании применения контрмер они должны быть максимально адаптированы к традиционному хозяйственному производству в конкретном регионе.

Критерии принятия решений о необходимости проведения реабилитационных мероприятий на радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодьях

Критериями принятия решений о необходимости проведения реабилитационных мероприятий на радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодьях являются санитарно-гигиенические нормативы или производные от них контрольные уровни (КУ):

- соблюдение дозовых нагрузок на население и сельских работников (1 мЗв/год);
- превышение допустимых уровней концентрации радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, производимой на загрязненной территории (СанПиН 2.3.2.1078-01);
- превышение допустимых уровней концентрации радионуклидов в кормах (ВП 13.5.13/06-01).

В результате реабилитации должны выполняться следующие условия:

- эффективная доза облучения населения не должна превышать законодательно установленных пределов;
- радиоактивное загрязнение любой произведенной продукции на данных территориях не превышает допустимых уровней (санитарно-гигиенические нормативы или контрольные уровни).

Основой реабилитации является обеспечение максимально возможной эффективности защитных мероприятий на основании принципа оптимизации их применения по радиологическим и экономическим критериям.

Критерии оценки эффективности защитных и реабилитационных мероприятий

В настоящее время существует достаточно большое количество приемов и методов снижения дозовых нагрузок, и поэтому встает задача оптимизации реабилитационных мероприятий.

Для оценки эффективности отдельных защитных мероприятий в сельском хозяйстве используются следующие критерии:

- кратность снижения содержания радионуклидов в отдельных видах сельскохозяйственных культур или продукции;
- количество и стоимость ресурсов для проведения контрмер.

Наиболее эффективные защитные мероприятия на первом этапе выбираются на основании кратности снижения накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции после их применения, а остальные критерии выступают как вспомогательные. Так, одинаковое снижение радионуклидов в продукции может быть достигнуто набором различных мероприятий, и для отбора наиболее рациональных защитных мероприятий должны быть использованы дополнительные критерии и данные.

Основные этапы возвращения в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель

Принятие решений по реабилитации земель, временного выведенных из землепользования, должно базироваться на анализе радиационной обстановки (уровни загрязнения территории, дозы облучения работников сельского хозяйства и населения), оценке возможности ведения работ по реабилитации (соблюдение радиационной безопасности сельскохозяйственных работников; наличие людских, материальных и финансовых ресурсов), прогнозировании эффекта от реабилитации (получение продукции в соответствии с санитарно-гигиеническими нормативами, возможность ведения традиционного земледелия, соблюдение радиационной безопасности сельскохозяйственных работников и населения). При планировании реабилитации территории должна быть обеспечена максимальная эффективность защитных мероприятий на основании принципа оптимизации их применения по

радиологическим, экономическим, социально-психологическим и другим критериям.

Возвращение в хозяйственное использование и реабилитация временно выведенных после аварии на ЧАЭС радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных земель должны основываться на следующих принципах:

- обеспечение производства сельскохозяйственной продукции, соответствующей установленным санитарно-гигиеническим нормативам;
- оптимизация системы земледелия и применения реабилитационных мероприятий при соблюдении принципа экономической целесообразности затрат на производство продукции;
- обеспечение устойчивого функционирования сельскохозяйственного производства;
- обеспечение безопасного проживания сельского населения;
- обеспечение безопасности сельскохозяйственных работников при ведении сельскохозяйственного производства.

Для соблюдения этих принципов при разработке сценариев реабилитации и возвращения сельхозугодий в землепользование нужно учитывать следующие факторы:

- источник загрязнения, вид загрязнителя;
- основные пути воздействия загрязняющих веществ;
- уровни и масштабы загрязнения почв сельскохозяйственных угодий;
- неравномерность загрязнения сельскохозяйственных угодий;
- характеристики почвенного покрова;
- особенности сельскохозяйственных культур и технологий их возделывания;
- особенности миграции загрязнителя в системе почва-растение;
- эффективность применения реабилитационных мероприятий.

Методология возвращения в хозяйственный оборот территорий, временно выведенных из землепользования, а также обоснование проведения реабилитационных мероприятий включает в себя несколько этапов.

Этап 1. Создание системы информационно-аналитического обеспечения.

Первый этап включает в себя:

- анализ нормативных документов;
- проведение мониторинга и сбор данных радиоэкологического состояния земель, анализа их культуртехнического состояния, а также данные о социально-демографической, экономической и хозяйственной ситуации в выбранных объектах;
- создание баз данных по сельскохозяйственным угодьям с высокими уровнями радиоактивного загрязнения, выведенным из землепользования;
- создание баз данных по реабилитационным мероприятиям и их эффективности;
- оценка доз облучения населения и работников;
- создание электронных карт.

В итоге на первом этапе реабилитации земель, выведенных из землепользования, создается система информационно-аналитического обеспечения.

Требования к информации: достоверность, достаточность для принятия решений, доступность для руководства и работников сельскохозяйственных предприятий различных форм собственности.

Этап 2. Оценка радиологической ситуации.

На этом этапе на основе собранных данных рассчитываются уровни загрязнения сельскохозяйственной продукции в случае использования угодий, временно выведенных из землепользования, без проведения реабилитационных мероприятий. Выделяются виды продукции, содержание радионуклидов в которых превышает допустимые уровни.

Для выполнения такого прогноза используются усредненные коэффициенты перехода радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию из почв различных типов и санитарно-гигиенические нормативы.

Так же на данном этапе оцениваются дозы населения в случае его проживания в зоне отселения и дозы работников, работающих на отчужденных территориях.

3 Этап. Оценка необходимости проведения реабилитационных мероприятий.

На третьем этапе определяется необходимость проведения реабилитационных мероприятий. Все участки, на которых необходима реабилитация, ранжируются по степени потребности проведения реабилитационных мероприятий (в соответствии с критериями возвращения в хозяйственное

использование временно выведенных из оборота земель в результате их радиоактивного загрязнения).

4 Этап. Определение возможных сценариев реабилитации.

Варианты проведения реабилитационных мероприятий должны учитывать локальные особенности хозяйства и обеспечивать получение максимального эффекта с минимальными дополнительными финансовыми вложениями.

На заключительном этапе для каждого участка, на котором применение признается оправданным, дается описание возможных сценариев проведения реабилитации. Оцениваются уровни загрязнения сельскохозяйственных угодий для различных сценариев проведения реабилитационных мероприятий, проводится расчет уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции. Прогнозируются возможности получения сельскохозяйственной продукции, соответствующей СанПиН, для различных сценариев проведения реабилитационных мероприятий. Проводится оценка и прогноз доз облучения от употребления продукции, произведенной в зоне отчуждения, для различных сценариев проведения реабилитационных мероприятий. Оцениваются дозовые нагрузки на население в случае различных вариантов использования зоны отчуждения (полное возвращение зоны в хозяйственное использование, включая заселение этой территории; использование сельскохозяйственных угодий в зоне отселения на основе вахтового метода).

5 этап (заключительный). Выбор оптимального сценария проведения реабилитации.

На этом этапе определяется наиболее эффективная стратегия применения реабилитационных мероприятий и выбор наиболее рациональных вариантов организации сельскохозяйственного производства. Выбор оптимального варианта применения реабилитационных мероприятий основывается на анализе факторов, определяющих эффективность различных вариантов их применения: уровни загрязнения сельскохозяйственных угодий; структура землепользования; технологии возделывания сельскохозяйственных культур; уровень почвенного плодородия; кратность снижения содержания радионуклидов в продукции после применения защитных мероприятий; период времени, в течение которого содержание загрязняющих веществ в продукции достигнет уровня санитарно-гигиенических нормативов; наличие материальных и финансовых ресурсов; стоимость специальных защитных мероприятий.

Задачи реабилитации являются полностью выполненными, а отдаленный этап после аварии с точки зрения сельскохозяйственного производства завершается в случае достижения следующих условий:

- исключается возможность облучения сельского населения в дозах, превышающих допустимые в соответствии с законодательно установленными нормативами;
- формируется радиологическая ситуация, когда ведение агропромышленного производства устойчиво обеспечивает получение продукции, отвечающей санитарно-гигиеническим нормативам, на основании традиционных технологий ведения хозяйства как в коллективных и фермерских хозяйствах, так и в частном секторе.

Электронный реестр земель, выведенных из землепользования

Для получения качественного результата при выполнении работ по оценке радиационной обстановки на выведенных из оборота по радиационному фактору землях в ФГБНУ ВНИИРАЭ создан электронный реестр земель, выведенных из землепользования в результате аварии на ЧАЭС.

Электронный реестр земель, выведенных из землепользования, создан в виде базы данных с использованием системы управления базами данных (далее – СУБД) MS Access и включает следующие блоки информации [9,10]:

- административно-хозяйственная характеристика сельскохозяйственного предприятия до вывода земель из оборота (информация об основных характеристиках сельскохозяйственного предприятия: общая площадь сельхозугодий, соотношение между пахотными угодьями и сенокосами и пастбищами, общая площадь загрязненных радионуклидами земель, количество населенных пунктов на территории сельскохозяйственного предприятия);
- характеристики сельскохозяйственных угодий (структура землепользования, характеристики почвенного покрова и т.д.) до вывода земель из оборота;
- современная радиационная обстановка на выведенных из оборота

сельскохозяйственных землях (данные радиологического обследования отчужденных сельскохозяйственных земель, а также информация по типам и агрохимическим показателям почв, гранулометрическому составу, видам землепользования, оценке культуртехнического состояния загрязненных земель).

В таблице 4 приведена информация по заполнению основных таблиц электронного реестра земель, выведенных из землепользования. Всего в реестр внесено 2011 записей.

Таблица 4

Статистика по заполнению электронного реестра земель, выведенных из землепользования

Наименование	Количество записей
«Хозяйства (до вывода из оборота)»	23
Административно-хозяйственная характеристика сельскохозяйственного предприятия	44
Уровни загрязнения сельхозугодий	1908

В электронный реестр земель, выведенных из землепользования в результате аварии на ЧАЭС, были занесены данные детального радиологического и агрохимического обследования выведенных из оборота земель, которое было проведено в 2007 году ФГБУ «Брянскагрохимрадиология». Также в Электронный реестр были включены данные обследования 2076 га выведенных из оборота земель, которое проводилось в 2014-2015 гг. в рамках работ по обеспечению реализации программы совместной деятельности по преодолению последствий чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства на период до 2016 года.

Геоинформационная система для обоснования возвращения в хозяйственный оборот территорий, временно выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС

Реабилитация и возвращение в хозяйственный оборот выведенных из землепользования сельскохозяйственных угодий является комплексной задачей. Развитие информационных технологий значительно расширяет варианты решения этой проблемы. Одним из направлений является привлечение ГИС-технологий.

ГИС являются достаточно мощным, удобным и наглядным инструментом решения различных задач, связанных с оптимизацией и разработкой систем поддержки принятий решений, и наряду с визуализацией информации позволяют производить пространственный анализ радиологических данных и разрабатывать оптимальные схемы использования сельскохозяйственных земель.

На основании данных радиологических обследований, проводимых с 1986 по 2015 годы, была создана геоинформационная система для обоснования возвращения в хозяйственный оборот территорий, временно выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС, и включает информацию по всем выведенным из землепользования участкам для 22 хозяйств 5-ти районов Брянской области. ГИС выполнена с использованием программного пакета ArcGIS for Desktop версии 10.1-10.4.1 [11].

В качестве источников данных для создания ГИС использовались:

- картографические материалы;
- данные дистанционного зондирования (космические снимки территорий хозяйств, на которых располагаются земли, выведенные из землепользования);
- материалы детальных радиологических и агрохимических обследований;
- статистические данные;
- литературные данные (справочные издания, книги, монографии и статьи).

В состав разработанной ГИС входит база данных атрибутивной информации, которая была экспортирована из базы данных «Электронный реестр земель, выведенных из землепользования».

В связи с тем, что в течение послеаварийного периода корректировались границы и изменялись названия хозяйств, формы собственности и т.д., в качестве

картографической основы использовались карты внутрихозяйственного землеустройства сельскохозяйственных предприятий 1991 г. (масштаб 1:10000), согласно которым агрохимическими подразделениями Минсельхоза выполняется обследование радиоактивно загрязненных территорий. При этом для всех туров обследования сохраняется нумерация элементарных участков, что в конечном результате позволяет обеспечить «преемственность» данных, корректно отслеживать динамику изменения радиологической и экологической ситуации.

ГИС включает в себя библиотеку электронных карт для 22 хозяйств наиболее радиоактивно загрязненных районов Брянской области: типы землепользования, плотность загрязнения ^{137}Cs по (5 туров обследования с 1988 по 2015 год), почвенные карты, содержание гумуса, основные агрохимические показатели (pH, P_2O_5, K_2O), карты с прогностическими оценками возможности производства продукции растениеводства, кормопроизводства, животноводства, удовлетворяющей СанПиН 2.3.2.1078-01 (с доп. и изм. №18 СанПиН 2.3.2.2650-10), при различных вариантах возделывания земель (без проведения специальных мероприятий, при условии применения реабилитационных мероприятий) (рис. 6).

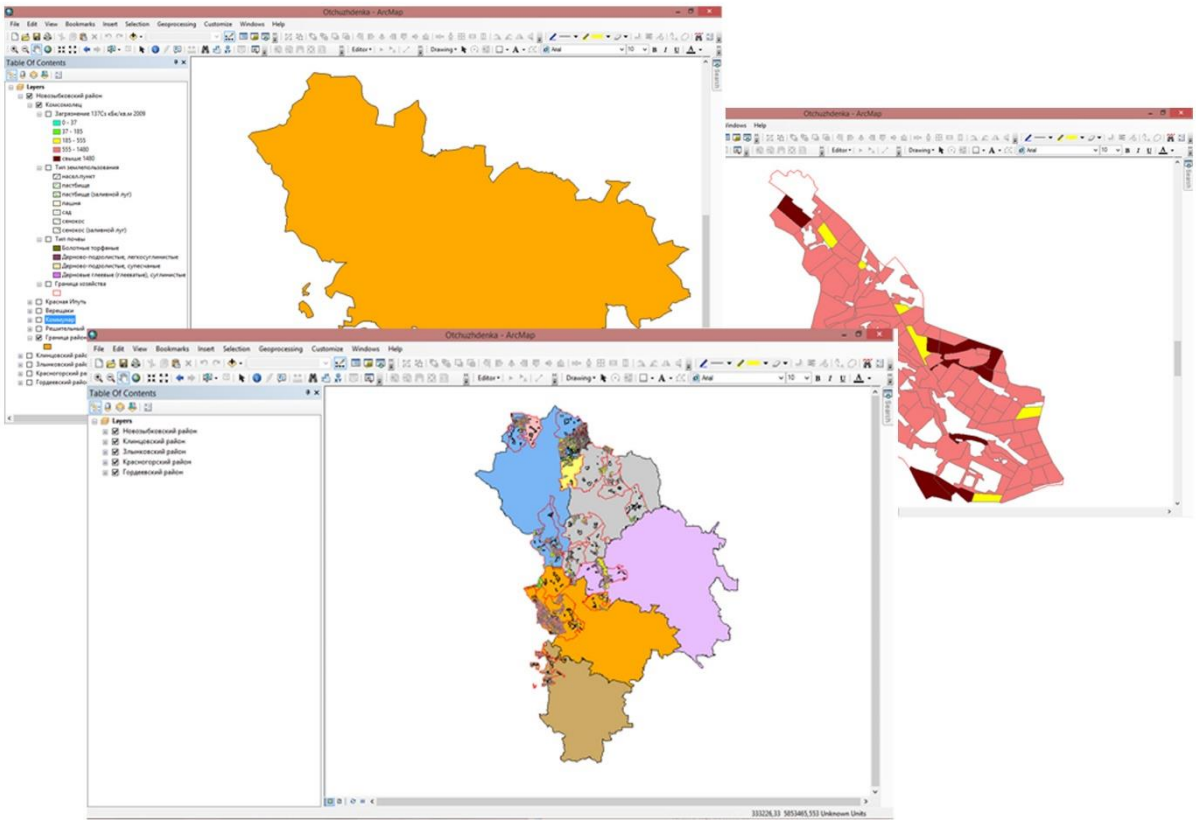


Рисунок 6 – Примеры электронных карт ГИС

Созданная библиотека электронных карт позволяет выполнить оценку радиоэкологической ситуации на территориях, временно выведенных из землепользования и дать обоснование необходимости проведения реабилитационных мероприятий.

В представленной геоинформационной системе скомпилирован большой объем экспериментальной информации, на базе которой были построены электронные карты, позволяющие наглядно демонстрировать современное радиоэкологическое состояние отчужденных земель, а также эффективность проведения мероприятий по реабилитации этих территорий. Показана возможность возвращения исключенных из землепользования угодий в сельскохозяйственный оборот.

Результаты работы являются информационной базой для решения реальных задач

возвращения земель в сельскохозяйственное использование и планирования дальнейших действий по управлению данными территориями, включая оптимизацию реабилитационных мероприятий и организацию системы радиоэкологического мониторинга введенных в оборот земель.

Разработка программ возвращения в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель

На основе анализа современной радиационной обстановки на временно выведенных из оборота землях Брянской области с использованием ГИС проведена их классификация по потребности в возвращении в землепользование, выполнена оценка необходимости проведения реабилитационных мероприятий (табл. 5).

Приоритет в реабилитации отдавался территориям, входящим в группу I (отдельные земельные участки, находящиеся в непосредственной близости к населенным пунктам), а также в группу II (отдельные земельные участки, расположенные в пределах функционирующих сельскохозяйственных предприятий, удаленные от населенных пунктов, но рядом с которыми ведется хозяйственная деятельность), с меньшей плотностью радиоактивного загрязнения, большим плодородием на бывших сельскохозяйственных угодьях, примыкающих к действующим хозяйствам. Земельные участки, относящиеся в группе III (земельные участки, удаленные от населенных пунктов, рядом с которыми хозяйственная деятельность не ведется; участки, прилегающие к лесу; участки с высоким уровнем закочкаренности или залесения), по итогам обследования могут быть переведены в земли лесного фонда.

Разработаны индивидуальные планы реабилитационных мероприятий и последовательность действий по возвращению в хозяйственное пользование для 22 хозяйств Брянской области, на территории которых расположены выведенные из землепользования угодья [12].

Таблица 5

Классификация сельскохозяйственных угодий по потребности в возвращении в хозяйственный оборот

Группа I		Группа II		Группа III	
№ участков	Площадь, га	№ участков	Площадь, га	№ участков	Площадь, га
Злынковский район					
СПК «Родина» (Ленинский путь)					
60-64	388	-	-	10-17, 20, 21, 30- 34, 44- 47,58,59,70	626
Клинцовский район					
к-з "им. Ленина"					
141 - 151, 162-170	1209	-	-	-	-
Гордеевский район					
СПК «Верный Путь»					
93	12	-		106, 107, 108, 109, 110	263
СПК «Надежда» (Дружба)					
65- 68, 84, 85, 89, 90, 92, 93, 99, 100, 105	390	70- 74	141	-	-
СПК «Петровобудское»					
118- 121	121	129, 130, 149	47	-	-
СПК Мирный					
117, 124, 128, 130, 131, 148, 149	323	137- 141, 144-146, 150-152	474	66, 70-73, 79	80
СПК «Рабочий Путь»					
40, 42, 62, 63, 65, 66	156	-	-	-	-
СПК «Смяльчский»					

Группа I		Группа II		Группа III	
№ участков	Площадь, га	№ участков	Площадь, га	№ участков	Площадь, га
117, 124, 125, 143	175	-	-	-	-
СПК «Уношевское»					
		204-206, 210-213, 284, 286, 289	443		
Красногорский район					
СПК им. Чапаева					
16, 18	60	-	-	-	-
СПК «Правда»					
115, 116, 120- 124, 143	293	50, 66, 69, 74, 76- 78, 81-83	302	109	36
СПК «Ларневский»					
-	-	-	-	67, 68, 82, 87- 96	402
СПК «Кургановское»					
-	-	-	-	1, 2, 5- 7, 15, 16, 85, 86, 89- 93, 96-99, 121, 122, 128, 129- 140, 148-151, 161	913
СПК «Батуровское»					
7, 11, 14-18, 106-109, 139	306	-	-	13	19
СПК «Увелье»					
4-8, 119, 121-124	414	3, 9-15	195	32, 67, 73, 91-93, 95, 104	108
Новозыбковский район					
СПК «Верещаки»					
128- 133	318	-	-	-	-
СПК «Коммунар»					
17, 42, 57, 78, 79, 83-85	204	2, 82	57	-	-
СПК «Красная Ипуть»					
83-85, 87, 93, 94, 102	390	1, 5, 47	102	20, 21, 22	108
СПК «Решительный»					
88-92, 109	257	13- 24, 48-50, 56-59, 64, 84, 85, 156	780	-	-

О разработке процедуры возвращения в хозяйственные использование временно выведенных из оборота земель

Для возвращения в хозяйственные использование временно выведенных из оборота земель необходимо разработать процедуру изменения статуса сельхозугодий. До настоящего времени такой процедуры, утвержденной на региональном или федеральном уровне, не существует. Выведение из землепользования проходило на основании локальных (региональных) законодательных актов.

К обсуждению вопроса о возможности возврата в хозяйственное пользование территорий привлекаются население, органы региональной и местной власти, субъекты хозяйствования. Принятие решения, проведение и результаты реабилитации должны сопровождаться информированием населения.

Может быть предложена следующая последовательность действий по возвращению выведенных территорий в хозяйственное пользование

Этап 1. Обращение в компетентные органы.

Поступление заявки от субъекта хозяйствования на использование конкретной выведенной территории с обоснованием необходимости.

Этап 2. Проведение мероприятий, связанных с дальнейшей выработкой решения об использовании выведенных из сельскохозяйственного оборота территорий:

- анализ и проверка обоснованности потенциальной эффективности реабилитации территории органами местного самоуправления;
- принципиальное рассмотрение вопроса возможности реабилитации данной территории на базе имеющейся радиологической информации;
- крупномасштабное уточнение радиационной обстановки с целью получения необходимой информации для ее возвращения в хозяйственное использование;
- прогноз и проверка соблюдения критериев реабилитации;
- радиологическая экспертиза (детальное радиологическое обследование территории в соответствии с существующими для этого методиками с целью решения вопроса частичной или полной реабилитации).

Этап 3. Принятие решения о возможности хозяйственного использования.

Принятие решения о возможности хозяйственного использования выведенных территорий, если вышеуказанные действия утверждены соответствующими структурами власти и соответствуют законодательно-установленным нормам. В противном случае при обоснованном запрете властей или несоответствии фактически полученных результатов с законодательно-установленными нормами, последует отказ на заявку о хозяйственном использовании выведенной территории;

Этап 4. Разработка технологического проекта и проектно-сметной документации по реабилитации выделенной территории, а также научное сопровождение его реализации проводится компетентными учреждениями, имеющими лицензию на проведение работ, сертификаты, аккредитацию и т.п.

Этап 5. Сопровождение мероприятий по реабилитации.

Ежегодное проведение мониторинга по состоянию возвращенных в сельскохозяйственный оборот территорий и произведенной на них продукции с целью радиационной безопасности населения и персонала.

Содержание отчужденных территорий с учетом перспектив возвращения в хозяйственную деятельность

На отчужденных территориях должен проводиться комплекс природоохранных утвержденных мероприятий с соблюдением существующих норм радиационной безопасности, направленных на поддержание земель в соответствующем экологическом состоянии с учетом перспектив возвращения в хозяйственную деятельность и влияния на прилегающие территории, где проживает население.

Содержание отчужденных территорий должно осуществляться в соответствии с утвержденным регламентом мероприятий, направленных на поддержку барьерных функций и ограничение возможности выноса радиоактивности за пределы выведенных территорий. В связи с этим на выведенных территориях необходимо проведение научно-исследовательских и мониторинговых работ, направленных на рассмотрение вопросов их реабилитации.

Возврат территорий в ограниченную и неограниченную хозяйственную деятельность

Обоснование возможности возврата выведенных территорий в неограниченное использование проводится на основании детальных радиологических обследований с помощью утвержденных для этих целей методик с учетом или без проведения дополнительных реабилитационных мероприятий при условии гарантированного соблюдения всех критериев.

При возвращении выведенных территорий в ограниченное хозяйственное использование их целевое использование определяется техническим проектом с указанием времени ограничения. Возвращение выведенных территорий осуществляется по специальным техническим проектам, разработанным научными или проектными организациями. Эти же организации осуществляют научное сопровождение проведения реабилитационных мероприятий.

Контроль над целевым использованием реабилитируемых территорий и мониторинг эффективности реабилитационных мероприятий проводится уполномоченными для этих целей организациями. При наличии

радиоэкологически опасных объектов между ними и реабилитируемым участком предусматривается создание буферных зон. В случае рассмотрения вопросов реэвакуации населения должен быть гарантирован консерватизм соблюдения всех критериев полной реабилитации территорий.

Перспективными направлениями хозяйственного использования выведенных земель являются: выпас и производство кормов для молодняка КРС, коневодство, залесение, выращивание саженцев плодовых деревьев, семеноводство, пчеловодство, добыча полезных ископаемых, спортивное рыболовство, природоохранные объекты, проведение научно-исследовательских работ и т.д.

Роль реабилитационных мероприятий при возвращении территорий в хозяйственную деятельность

Применение защитных или специальных мероприятий является основным средством, позволяющим сократить время ввода выведенных территорий в хозяйственное использование, расширить масштабы и направленность такого использования.

При планировании применения реабилитационных мероприятий они должны быть максимально адаптированы к традиционному хозяйственному производству в конкретном регионе.

Во время рассмотрения сценариев использования выведенных территорий, необходима обязательная оптимизация применения защитных мероприятий при их реабилитации.

Мониторинг реабилитации выведенных территорий

Во время и после реабилитации территорий проводится мониторинг объектов окружающей среды и потенциального индивидуального облучения персонала и населения.

Радиоэкологический мониторинг окружающей среды включает измерения мощностей доз внешнего излучения и удельной активности радионуклидов в образцах, значимых в радиологическом плане, которые концентрируют радионуклиды и позволяют установить тенденции в изменении радиологической обстановки.

При разработке программ радиоэкологического мониторинга особое внимание должно быть уделено идентификации и выбору критических радионуклидов, путей их воздействия и поступления в организм человека, а также выявлению критических групп персонала и населения.

Сопровождение радиоэкологического мониторинга должно включать также другие необходимые типы измерений и сбор данных, например, общих экологических характеристик, популяционных и экономических. Особое внимание должно быть уделено мониторингу животноводческой продукции, а также лесным массивам, как основным дозообразующим факторам.

Мониторинг доз облучения человека должен включать измерения внешних доз с помощью индивидуальных дозиметров и на основании измерений мощности доз внешнего облучения, а также внутренних доз путем измерения содержания радионуклидов в теле человека, в выделениях расчетным путем на основании содержания радионуклидов в воздухе, продуктах питания и питьевой воде по утвержденным методикам.

Текущий мониторинг выведенных территорий включает сбор и хранение в динамике информации о радиологической обстановке на данных территориях, направленной на установление тенденций ее изменения, оценку и прогнозирование возможности хозяйственного использования данных территорий для наиболее типичных видов деятельности при частичной реабилитации и проживания населения без радиологических ограничений при полной реабилитации.

Радиационная защита персонала

Дополнительные дозовые нагрузки на персонал, обусловленные проведением реабилитационных работ и ведением запланированной хозяйственной деятельности, не должны превышать установленные национальные нормативы.

При полной реабилитации территорий ожидаемая эффективная доза облучения проживающего там населения без применения контрмер не должна превышать законодательно установленных пределов.

В ходе проведения реабилитационных мероприятий должен проводиться дозиметрический контроль облучения работников в установленном порядке.

Участие заинтересованных сторон в принятии решений о возвращении территорий в хозяйственную деятельность

Перечень заинтересованных сторон определяется расположением конкретных

территорий, возвращаемых в хозяйственное использование, и планируемым видом их использования. К обсуждению вопроса о возможности возврата в хозяйственное использование территорий привлекаются: органы региональной и местной власти, субъекты хозяйствования.

Принимается решение о возможности хозяйственного использования территорий в соответствии с национальным законодательством и с учетом мнения заинтересованных сторон.

Принятие решения о возможности возвращения выведенных территорий в хозяйственное использование, проведении и результатах реабилитации должно сопровождаться информированием органов местного самоуправления и государственного управления.

Постреабилитационное управление

После полной или частичной реабилитации выведенных территорий на них должны продолжаться мониторинговые работы в течение 10 лет и радиационный контроль продукции в соответствии с принятыми национальными положениями.

Заключение

В связи с особенностями формирования зоны отчуждения на территории Брянской области возвращение этих земель в хозяйственное использование должно проводиться поэтапно с учетом радиационной обстановки и социально-экономических условий.

Возврат отчужденных территорий в хозяйственное пользование затрудняется следующими обстоятельствами: на этих территориях уничтожена инфраструктура (электроснабжение, дороги, мелиоративные системы и т.п.); на бывших сельскохозяйственных угодьях происходит естественное залесение, повторное заболачивание, деградация почвенного плодородия и т.д.; в связи с переходом к рыночной экономике отсутствует экономическая и социальная потребность в масштабном использовании отчужденных земель (за исключением особо привлекательных, например, поймы р. Припять); отсутствует правовой механизм законодательного изменения статуса радиоактивно загрязненных территорий; общественное мнение настороженно относится к попыткам использования отчужденных территорий для производства потребительской продукции и тем более к возвращению туда населения.

Возврат отчужденных территорий для конкретного вида хозяйственного использования (сельскохозяйственное производство, лесопользование, промышленное использование, водопользование и т.п.) должен осуществляться на основе специального технического проекта. Реабилитация и возврат отчужденных территорий не должны приводить к ухудшению общего экологического состояния и к увеличению выноса радионуклидов (кроме содержащихся в продукции) за их пределы на территорию, где проживает население.

Перспективными направлениями хозяйственного использования отчужденных земель, частично возвращенных в хозяйственную деятельность, являются создание заповедников и заказников, залесение, выпас и производство кормов для молодняка скота, коневодство, выращивание саженцев плодовых деревьев, семеноводство, добыча полезных ископаемых и т.д.

В отчетном финансовом году выполнены заключительные исследования по теме, которые подводят итог целого комплекса работ: разработаны методология и критерии возвращения в хозяйственное использование, временно выведенных из оборота земель, в результате их радиоактивного загрязнения; разработана структура и создана база данных временно выведенных из оборота земель; разработана геоинформационная система (ГИС) для научного обоснования программ возвращения в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель в результате их радиоактивного загрязнения. В отчетном году в завершение работ по теме предложена стратегия возвращения в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель на территории Брянской области, загрязненной в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В ходе выполнения работ была проведена оценка радиологической ситуации на временно выведенных из оборота землях Брянской области. С использованием ГИС проведена классификация временно выведенных из оборота земель на территории Брянской области по потребности их возвращения в землепользование, выполнена оценка необходимости проведения реабилитационных мероприятий на временно

выведенных из оборота землях Брянской области. Разработаны индивидуальные планы реабилитационных мероприятий и последовательность действий по возвращению в хозяйственное пользование для 22 хозяйств Брянской области.

Список литературы

1. 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.

2. 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.

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

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

5. Радиоактивное загрязнение почв Брянской области / *Г.Т. Воробьев, Д.Е. Гучанов, З.Н. Маркина* [и др.]. Брянск: Грани, 1994. 177 с.

6. Радиологическая оценка земель, временно выведенных из оборота в результате аварии на Чернобыльской АЭС, и научное обеспечение их возвращения в хозяйственное использование / *Н.И. Санжарова* [и др.] // Агроэкологическое состояние и перспективы использования земель России, выбывших из активного сельскохозяйственного оборота: матер. всерос. науч. конф. М.: Типография Россельхозакадемии, 2008. С. 196-206.

7. Радиологические аспекты возвращения территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности / *Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко, И.К. Романович* [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 3. С. 322-335.

8. Российский национальный доклад 30 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. 1986-2016 / Под общей ред. В.А. Пучкова, Л.А. Большова. М., 2016. 202 с.

9. Свид. 2016620529 Российская Федерация. Свидетельство о государственной регистрации базы данных. Электронный реестр земель с высокими уровнями радиоактивного загрязнения (ЭЛРЕВУЗ) / *О.А Шубина, И.Е. Титов*; заявитель и правообладатель ФГБНУ ВНИИРАЭ. –№ 2016620529; заявл. 09.03.16; зарегистр. 26.04.2016, Реестр баз данных. 1 с.

10. Электронный реестр земель, выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС / *Шубина О.А., Титов И.Е., Кречетников В.В.* [и др.] // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук. 2015. № 12 (83). Ч. 1. С. 51-56.

11. Геоинформационная система для обоснования возвращения в хозяйственный оборот территорий, временно выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС / *О.А. Шубина О.А., Титов И.Е., Кречетников В.В.* [и др.]. // Международный научно-исследовательский журнал. 2017. № 01 (55). Ч. 2. С. 130-133.

12. Разработать научно-обоснованные программы возвращения в хозяйственное использование временно выведенных из оборота земель в результате их радиоактивного загрязнения: отчет о НИР (заключ.) / ФГБНУ ВНИИРАЭ; рук. *Шубина О.А.*; исполн.: *Титов И.Е.* [и др.]. Обнинск., 2017. 67 с. Рег. № НИР 01201461416. Рег. № ИКРБС. АААА-Б18-218050790056-5.

Основы кадастровой оценки радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодий Брянской области

Кречетников В.В., Ратников А.Н., Шубина О.А., Титов И.Е., Свириденко Д.Г.

В настоящее время в Российской Федерации комплексе задач по реабилитации загрязненных территорий решается проблема кадастровой оценки сельскохозяйственных угодий, загрязненных радионуклидами. Основным приемом оценки кадастровой стоимости земель, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, является учет дополнительных затрат на реабилитационные мероприятия, направленные на получение сельскохозяйственной продукции, удовлетворяющей нормативным требованиям. Данный прием был апробирован на примере радиоактивно загрязненных земель Гордеевского, Злынковского, Клинцовского, Красногорского и Новозыбковского районов Брянской области. Показано, что кадастровая стоимость земель сельскохозяйственного назначения в значительной степени зависит от уровней загрязнения ^{137}Cs и характеристик почв. Результаты исследований могут быть использованы специалистами агропромышленного комплекса, кадастровыми инженерами и инвестиционными компаниями, работающими в сфере АПК на радиоактивно загрязненных территориях.

Кадастровая стоимость, радиоактивное загрязнение, земли сельскохозяйственного назначения, реабилитационные мероприятия, плотность загрязнения ^{137}Cs

В результате аварии на ЧАЭС были загрязнены обширные территории Российской Федерации. При радиационных авариях такого масштаба радиоактивному выпадению подвергаются значительные территории сельскохозяйственных угодий. В ходе реализации мероприятий по ликвидации последствий сельскохозяйственные угодья с плотностью свыше 1480 кБк/м^2 были временно выведены из землепользования, на остальных участках были выделены 4 зоны: радиационного контроля – от 37 до 185 кБк/м^2 (1-5 Ки/км^2); ограниченного проживания населения – от 185 до 555 кБк/м^2 (5-15 Ки/км^2); отселения – от 555 до 1480 кБк/м^2 (15-40 Ки/км^2). Однако на многих загрязненных угодьях до сих пор ведется сельское хозяйство, что в свою очередь обуславливает поступление радионуклидов в агропромышленную продукцию, и приводит к формированию дополнительного источника облучения человека [1, 2].

Чтобы снизить поступление радионуклидов в растениеводческую продукцию, ведение сельского хозяйства на радиоактивно загрязненных территориях предполагает использование комплекса агротехнических и агромелиоративных приемов.

Проведение такого рода мероприятий ведет к дополнительным затратам при ведении хозяйственной деятельности на данных территориях. Это в свою очередь приводит к снижению инвестиционной привлекательности данных земель, а дополнительные расходы на обеспечение соблюдения нормативов по содержанию радионуклидов в продукции делают производство сельхозпродукции на этих территориях убыточным.

Для исправления данной ситуации и корректировки стоимости аренды участка и размера налогообложения необходима точная кадастровая оценка загрязненных сельскохозяйственных угодий [3]. Приказом Минэкономразвития РФ от 20.09.2010 N 445 были утверждены методические указания по государственной кадастровой оценке земель сельскохозяйственного назначения.

Данная методика применяется для определения кадастровой стоимости земельных участков в составе земель сельскохозяйственного назначения, в границах которых расположены земли, пригодные под пашни, сенокосы, пастбища, занятые залежами, многолетними насаждениями, лесными насаждениями и прочие земли сельскохозяйственного назначения, в том числе болота, нарушенные земли, земли, занятые полигонами, свалками, оврагами, песками [4].

Однако в то же время при использовании уже существующей методики по оценке кадастровой стоимости сельскохозяйственных земель существует проблема точной кадастровой оценки угодий, загрязненных радионуклидами. Существующие методические указания не учитывают радиоактивное загрязнение территорий. Таким образом, необходима новая методология оценки кадастровой стоимости земель, которая бы предусматривала не только стандартные

параметры, используемые при расчете, но и каким-либо образом учитывала данные о плотности загрязнения земельного участка, типа почвы, а так же вида выращиваемой продукции.

В основу расчета кадастровой стоимости земель сельхозназначения, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, лег существующий метод оценки стоимости, который базировался на определении типа севооборота, вида выращиваемой продукции, определении нормативной урожайности каждой сельскохозяйственной культуры, расчете валового дохода на единицу площади для каждой сельскохозяйственной культуры, определении затрат на возделывание и уборку, расчете валового дохода на единицу площади для каждого севооборота, расчете удельного показателя земельной ренты для каждого севооборота, определении значения коэффициента капитализации земельной ренты [5].

Для учета радиоактивного загрязнения, исходя из того, что для получения сельскохозяйственной продукции, удовлетворяющей соответствующим требованиям, необходимо провести реабилитационные мероприятия, что приводит к дополнительным затратам, при оценке кадастровой стоимости загрязненных земель сельскохозяйственного назначения в первую очередь определяются количественные параметры загрязнения, и оценивается возможность производства продукции, которая будет отвечать санитарно-гигиеническим нормативам. Так же производится расчет дополнительных затрат на проведение такого рода мероприятий [6].

В случае радиоактивного загрязнения, при котором накопление радионуклидов в продукции превышает санитарно-гигиенические нормативы, в сельском хозяйстве разработан комплекс реабилитационных мероприятий и технологий, снижающих подвижность радионуклидов в почве и уровень их накопления в растениях. Комплекс реабилитационных агрохимических мероприятий, применяемый в растениеводстве на радиоактивно загрязненных территориях, с одной стороны, улучшает показатели почвенного плодородия и, как правило, урожайность культур, а с другой – связывает радионуклиды и снижает уровень их накопления в продукции [7].

Существует целый перечень реабилитационных мероприятий, применение которых зависит от плотности загрязнения, типа землепользования, механического состава и агрохимических показателей почвы.

Соответственно, при расчете кадастровой стоимости участка необходимо рассмотреть весь перечень существующих реабилитационных мероприятий и на основании данных по стоимости и эффективности выбирать наиболее оптимальные мероприятия для данного участка.

На сегодняшний момент при выращивании продукции растениеводства и кормопроизводства наиболее эффективными являются агрохимические приемы, которые включают в себя известкование кислых почв, внесение повышенных доз органических удобрений, оптимизацию азотного питания растений, а так же внесение повышенных доз фосфорных и калийных удобрений. На территориях с плотностями загрязнения ниже 185 кБк/м^2 реабилитационные мероприятия не требуются, и расчет кадастровой стоимости данных участков учитывать дополнительные затраты не будет. При плотностях загрязнения свыше 185 кБк/м^2 и ниже 1480 кБк/м^2 при расчете кадастровой стоимости участка затраты на реабилитационные мероприятия будут учитываться как стоимость внесения добавочных доз комплекса удобрений [8].

Определение кадастровой стоимости земельных участков в составе земель сельскохозяйственного назначения осуществляется в следующем порядке:

1. Формирование перечня земельных участков в составе земель сельскохозяйственного назначения.
2. Оценка плотности загрязнения земельных участков.
3. Определение удельных показателей кадастровой стоимости земель сельскохозяйственного назначения.
4. Расчет кадастровой стоимости земельных участков в составе земель сельскохозяйственного назначения.

В соответствии с Правилами проведения государственной кадастровой оценки земель (Постановление Правительства Российской Федерации от 8 апреля 2000 года, № 316) кадастровая оценка земель сельскохозяйственного назначения рассчитывается доходным подходом по следующей формуле (1) [9]:

$$КС = (НУхРС – ТЗ - ЗПП – ПП- ДЗ)/КК, \quad (1)$$

где: КС – кадастровая стоимость земельного участка (руб./га); НУ – нормативная урожайность сельскохозяйственных культур; РС – рыночная стоимость сельскохозяйственных культур; ТЗ – затраты на возделывание сельскохозяйственных культур, определяемые на основе технологических карт; ЗПП – затраты на поддержание плодородия почв; ПП – прибыль предпринимателя, определяется по субъекту РФ на основании данных доходности сельскохозяйственного производства по материалам Министерства сельского хозяйства Российской Федерации, Министерства экономического развития Российской Федерации и запросам в территориальный орган Федеральной службы государственной статистики; ДЗ – добавочные затраты на реабилитационные мероприятия [10]; КК – коэффициент капитализации. Определение величины коэффициента капитализации осуществляется методами кумулятивного построения и рыночной экстракции. Коэффициент капитализации, определенный методом кумулятивного построения, включает безрисковую ставку и риск, связанный с ведением сельского хозяйства.

Нормативная урожайность ($У_н$) зерновых культур рассчитывается по формуле (2):

$$У_н=33,2\times1,4\times\frac{АП}{10,0}\times К1\times К2\times К3\times К4 \quad (2)$$

где: *АП* – величина агроклиматического потенциала (АП) по агроклиматической подзоне для зерновых культур; 10,0 – базовое значение величины АП; 33,2 – нормативная урожайность (ц/га) зерновых культур на эталонной почве, соответствующая нормам зональных технологий при базовом значении АП (10,0); 1,4 – коэффициент пересчета на уровень урожайности при интенсивной технологии возделывания культур; *К1….К4* – поправочные коэффициенты:

К1 – на содержание гумуса в пахотном слое;

К2 – на мощность гумусового горизонта;

К3 – на содержание физической глины в пахотном слое;

К4 – на негативные свойства почв.

Кадастровая стоимость сельскохозяйственных земель, подвергшихся воздействию от аварии на Чернобыльской АЭС, рассчитывалась для 5 наиболее загрязненных юго-западных районов Брянской области – Гордеевского, Злынковского, Клинцовского, Красногорского и Новозыбковского. При расчете кадастровой стоимости земель по формуле 1 использовались следующие региональные показатели:

ПП – прибыль предпринимателя территории Брянской области; величину прибыли предпринимателя приняли равной 10%;

КК – коэффициент капитализации для Брянской области был принят равным 10%;

Расчетный уровень продуктивности земель установлен на основе урожайности зерновых культур по интенсивным зональным технологиям с коэффициентом освоенности технологии 0,7 (коэффициент определен по материалам Госсортсети);

$У_н$ – переход от нормативной урожайности зерновых к нормативной урожайности других сельскохозяйственных культур приводился в соответствии с применением коэффициентов перевода: картофель – 5,98, многолетние травы – 1,83, однолетние травы – 1,6;

РС – рыночные цены реализации сельскохозяйственных культур в Брянской области были взяты следующие (по данным на 2014 г.): зерновые культуры – 790 руб./ц, картофель – 940 руб./ц, сено – 350 руб./ц.

Так же для 5 районов Брянской области были определены величины затрат на возделывание культур и на поддержание плодородия почвы (табл. 1, 2).

В качестве объектов оценки были выбраны 3 зональные почвы, наиболее широко распространенные в радиоактивно загрязненных юго-западных районах Брянской области [10]:

1) Дерново-подзолистые песчаные, супесчаные почвы с содержанием гумуса – 1,5 %, мощностью гумусового горизонта – 22 см, содержанием физической глины 16 %.

2) Дерново-подзолистые легко-, среднесуглинистые почвы с содержанием гумуса – 2,5 %, мощностью гумусового горизонта – 22 см, содержанием физической глины – 37 %.

3) Торфяно-болотная почва.

Поправочный коэффициент на содержание гумуса в пахотном слое (*К1*) учитывался согласно показателям содержания гумуса в почве (табл. 3).

Таблица 1

Затраты на возделывание сельскохозяйственных культур в Брянской области в 2013-2014 гг., руб./га

Культура	Тип почв		
	песчаные супесчаные	легко- и среднесуглинистые	торфяные
зерновые	9535	10966	-
картофель	102158	117482	-
многолетние травы	13179	15156	12630
однолетние травы	13638	15684	13070

Таблица 2

Затраты на поддержание плодородия почв в Брянской области в 2013-2014 гг., руб./га

Культура	Тип почв		
	песчаные супесчаные	легко- и среднесуглинистые	торфяные
зерновые	5280	6300	3400
картофель	5300	5800	5600
многолетние травы	2650	2900	1700
однолетние травы	3160	3800	2100

Таблица 3

Коэффициенты на содержание гумуса для расчета сопоставимой нормативной урожайности сельскохозяйственных культур *К1*

Гумус, %	К1	Гумус, %	К1
1,0	0,750	2,6	0,912
1,1	0,762	2,7	0,919
1,2	0,774	2,8	0,926
1,3	0,786	2,9	0,933
1,4	0,789	3,0	0,940
1,5	0,810	3,1	0,946
1,6	0,822	3,2	0,952
1,7	0,834	3,3	0,958
1,8	0,846	3,4	0,964
1,9	0,858	3,5	0,970
2,0	0,870	3,6	0,976
2,1	0,877	3,7	0,982
2,2	0,884	3,8	0,988
2,3	0,891	3,9	0,994
2,4	0,898	4,0	1,000
2,5	0,905	4,1	1,005

Поправочный коэффициент на мощность гумусового горизонта (*К2*) составлял 0,84 согласно значению мощности гумусового горизонта – 22 см в выбранных объектах оценки.

Поправочный коэффициент на содержание физической глины в пахотном слое (*К3*) для дерново-подзолистых песчаных, супесчаных почв составил 0,884, а для дерново-подзолистых легко-, среднесуглинистых почв – 0,968.

Поправочный коэффициент на негативные свойства почв (*К4*) использовался в зависимости от типа выращиваемых культур и

типа литологического строения почвы (табл. 4).

Таблица 4

Поправочные коэффициенты на негативные свойства почв *К4*

Тип литологического строения почвы	Наименование выращиваемых культур			
	зерновые, зернобобовые	картофель	многолетние травы	однолетние травы
Пески мощностью более 1 м	0,70	0,60	0,45	0,55
Пески, подстилаемые водоупорным слоем на глубине 0,5 м	0,80	0,75	0,75	0,75
Пески, подстилаемые водоупорным слоем на глубине 0,5-1 м	0,80	0,70	0,65	0,65
Супеси песчаные мощностью более 1 м	0,80	0,80	0,70	0,70
Супеси песчаные, подстилаемые водоупорным слоем на глубине 0,5 м	0,90	0,90	0,80	0,80
Супеси песчаные, подстилаемые водоупорным слоем на глубине 0,5-1 м	0,90	0,90	0,75	0,7
Легкие суглинки песчаные мощностью более 1 м	0,95	0,95	0,85	0,85
Легкие суглинки песчаные, подстилаемые водоупорным слоем на глубине 0,5 м	0,95	0,95	0,90	0,90
Легкие суглинки песчаные, подстилаемые водоупорным слоем на глубине 0,5-1 м	0,95	0,95	0,87	0,87

Общая площадь участков, предназначенных под пашню, составляет 163856 га. Общая площадь участков, используемых под пастбища и сенокосы в хозяйствах юго-западных районов, составляет 82626 га [11]. Расчеты кадастровой стоимости сельскохозяйственных угодий на радиоактивно загрязненных угодьях юго-западных районов Брянской области показали, что производство как на дерново-подзолистых песчаных и супесчаных, так и на дерновых глеевых супесчаных почвах рентабельно лишь при использовании этих земель в качестве сенокосов и пастбищ. Лишь при плотности загрязнения ниже 185 кБк/м^2 и содержании гумуса не ниже 2,7% дерново-подзолистые супесчаные почвы можно использовать и под пашню. Легкосуглинистые и суглинистые почвы возможно использовать и под пашню, и под кормовые угодья. Торфяные почвы, комплекс овражно-балочных легкосуглинистых почв и аллювиально-слоистые почвы на данных территориях используются исключительно как кормовые угодья, что возможно при плотностях загрязнения ниже 1480 кБк/м^2. Использование серых лесных суглинистых почв возможно и в качестве пашни, и в качестве сенокосов и пастбищ при плотности загрязнения ниже 1480 кБк/м^2 и содержании гумуса выше 1,2 %.

Кадастровая стоимость 1 га пашни в юго-западных районах варьирует в пределах от 0,3 тыс. руб. до 170,3 тыс. руб. в зависимости от уровней радиоактивного загрязнения и характеристик почвенного покрова. Рассчитанная кадастровая стоимость всех участков, занятых под пашню в каждом хозяйстве районов варьирует в диапазоне 0,04-240 млн. руб.

Кадастровая стоимость 1 га пастбищ варьирует в диапазоне от 22,3 тыс. руб. до 85,9 тыс. руб. Рассчитанная кадастровая стоимость всех участков, используемых под сенокосы и пастбища, варьирует для каждого хозяйства в пределах 5,1-229,8 млн. руб.

Так же расчет кадастровой стоимости радиоактивно загрязненных земель сельскохозяйственного назначения показал, что для 21284 га Новозыбковского, 16963 га Клинцовского,16624 га Гордеевского и 21331 га Злынковского районов цена земельных участков принимает отрицательную величину. Это указывает на то, что расходы, связанные с использованием земли, превышают доход. Таким образом, производство сельхозпродукции на данных участках нерентабельно.

Заключение

При оценке кадастровой стоимости радиоактивно загрязненных земель необходимо использовать методику расчетов, которая учитывает не только основные показатели, необходимые для оценки, но и затраты на реабилитационные мероприятия, направленные на получение нормативно чистой продукции.

В результате проведенных исследований впервые была выполнена работа по оценке кадастровой стоимости радиоактивно загрязненных земель Брянской области. Оценка проводилась для 14 сельскохозяйственных предприятий Гордеевского района и 11 сельскохозяйственных предприятий Злынковского района. В ходе оценки была установлена кадастровая стоимость как отдельных участков с учетом их целевого использования, так и всех земель сельскохозяйственного предприятия.

Список литературы

1. Итоги комплексной паспортизации сельскохозяйственных угодий Брянской области, загрязненных радионуклидами / *О.А. Шубина, И.Е. Титов, В.В. Кречетников, С.И. Санжарова* // Агрохимический вестник. 2017. Т. 3. № 3. С. 35-39.

2. Сборник нормативных правовых актов государств – участников СНГ по вопросам социальной защиты граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС: В 3 т. Т.1 / Под общ. ред. Н.В. Герасимовой. М.: Изд-во «Вектор-ТиС», 2006. 264 с.

3. Налоговый кодекс РФ. Часть вторая / Федеральный закон РФ №117 от 05.08.2000 (ред. от 05.04.2016, с изм. от. 13.04.2016) (с изм. и доп., вступ. в силу с 05.05.2016).

4. Об утверждении Методических указаний по государственной кадастровой оценке земель сельскохозяйственного назначения: приказ Минэкономразвития РФ от 20.09.2010 № 445.

5. Государственная кадастровая оценка земель сельскохозяйственного назначения Российской Федерации / Под общ. ред. П.М. Сапожникова, С.И. Носова. М.: ООО «НИПКЦ Восход-А», 2012. 157 с.

6. Кадастровая стоимость земель в условиях радиоактивного загрязнения / *А.Н. Ратников, П.М. Сапожников, Н.И. Санжарова* [и др.] // Почвоведение. 2016. № 1. С. 130-140.

7. *Сапожников П.М., Ратников А.Н.,* Санжарова Н.И. Кадастровая стоимость радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодий // Имущественные отношения в РФ. 2013. № 11 (146). С. 96-107.

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: Материалы Всероссийской научной конференции / Под ред. акад. А.Л. Иванова. М.: Почв. ин-т. им. В.В.Докучаева Россельхозакадемии, 2008. С. 196-207.

9. Методические указания по государственной кадастровой оценке земель сельскохозяйственного назначения (утв. Приказом Минэкономразвития России от 20.09.2010 № 445).

10. Методические указания по оценке кадастровой стоимости радиоактивно загрязненных земель сельскохозяйственного назначения / *А.Н. Ратников* [и др.]. Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2013. 47 с.

11. *Шубина О.А., Титов И.Е., Кречетников В.В.* Современная радиационная обстановка в юго-западных районах Брянской области по результатам комплексной паспортизации // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления: сб. тр. междунар. науч.-практич. конф. Обнинск, 2016. С. 396-403.

Радиологическая эффективность и объемы применения ферроцинсодержащих препаратов для производства молока и мяса, соответствующего санитарно-гигиеническим нормативам, в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС

Исамов Н.Н., Губарева О.С., Цыгвинцев П.Н., Алешкина Е.Н., Музалевская И.А., Урсу Н.В., Фадеев М.Ю.

Анализ результатов содержания ^{137}Cs в продукции животноводства и кормопроизводства сельскохозяйственных предприятий пяти юго-западных районов Брянской области показал, что в ряде хозяйств наблюдается превышение радиологических нормативов в производимой сельскохозяйственной продукции. Установили, что плотность радиоактивного загрязнения сенокосов и пастбищ с высокой степенью достоверности (R^2>0,99) определяет как уровень загрязнения рациона, так и содержание ^{137}Cs в мясе КРС. В тоже время зависимость содержания ^{137}Cs в сене и молоке коров от средневзвешенной плотности радиоактивного загрязнения кормовых угодий имеет меньшую достоверность (R^2>0,77). Проведен расчет объемов применения ферроцинсодержащих препаратов (ФСП) в пяти юго-западных районах Брянской области. Наибольшую потребность в объемах применения сорбента в условиях радиоактивного загрязнения кормовых угодий выявили для хозяйств Новозыбковского района, а наименьшую (в 4,3 раза) – для сельхозпредприятий Злынковского района. Определяющими факторами явились плотность загрязнения кормовых угодий и численность продуктивного поголовья скота района.

Молоко, мясо, крупный рогатый скот на откорме, цезий-137, сорбент, ферроцин, авария на ЧАЭС, радиационный контроль, корма

Авария на Чернобыльской АЭС явилась крупнейшей в истории ядерной энергетики катастрофой, приведшей к широкомасштабному загрязнению ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий на территории Российской Федерации. В результате аварии на ЧАЭС наибольшему радиоактивному загрязнению подверглись шесть юго-западных районов Брянской области, три района Калужской области и по одному району в Орловской и Тульской областях [1]. В ходе комплексного проведения защитных и реабилитационных мероприятий в этих районах произошло существенное оздоровление радиационной ситуации [1, 2]. Однако, несмотря на то, что после аварии на ЧАЭС прошло более 30 лет, в наиболее пострадавших пяти юго-западных районах Брянской области до настоящего времени не удалось обеспечить производство сельскохозяйственной продукции, соответствующей нормативам в полном объеме [3]. Анализ данных радиационного контроля, проводимого Центром химизации и сельскохозяйственной радиологии «Брянский» и ветеринарно-радиологическими подразделениями Россельхознадзора, показал, что в 17 коллективных хозяйствах без проведения реабилитационных мероприятий невозможно получение продукции кормопроизводства и животноводства, соответствующей нормативам. В 11 хозяйствах превышение санитарно-гигиенических нормативов ВП 13.5.13/06-01 и СанПиН [4] будет носить долговременный характер вплоть до 2025-2030 гг. [3]. Основную проблему представляет загрязнение кормов, содержание ^{137}Cs в которых превышает ветеринарные допустимые уровни в 1,9-3,7 раза [5, 6]. Высокое содержание ^{137}Cs в кормах определяет превышение гигиенических нормативов в продукции животноводства (мясо и мясная продукция) в 5-8 % проб. В тоже время многолетний опыт ведения животноводства на радиоактивно загрязненных территориях показал, что применение сорбентов из класса ферроцинсодержащих препаратов (ФСП – ферроцин, бифеж, болюсы и брикеты соли-лизунца) способствовало получению нормативно «чистой» продукции животноводства [7, 8]. В современных условиях, несмотря на устойчивую тенденцию снижения доли загрязненной продукции и стабилизацию радиационной ситуации в сельском хозяйстве, проведение регулярного радиологического контроля и применение ферроцинсодержащих препаратов остается актуальным по сей день.

Выше указанные обстоятельства свидетельствуют о необходимости дальнейшего наблюдения за изменением радиационной обстановки на наиболее радиоактивно

загрязненных территориях и оценки потребности в адресном проведении защитных мероприятий в молочном, мясном скотоводстве.

Материалы и методы

Для оценки современной радиоэкологической обстановки в пяти юго-западных районах Брянской области проведен сбор, обобщение и анализ данных по плотности загрязнения кормовых угодий и основных компонентов рациона продуктивных животных, а также сведения о поголовье крупного рогатого скота в каждом хозяйстве и загрязнении ^{137}Cs молока и мяса производящегося в хозяйствах этих районов.

В исследуемый период животноводство велось в 58 сельскохозяйственных предприятиях (табл. 1). Общая численность КРС составила 27892 гол. На фоне дойного стада (12192 гол.) на откорме и нагуле в этих хозяйствах содержали 13,5 тыс. гол.

Таблица 1

Объемы радиологического мониторинга продукции животноводства

Район	Число хозяйств	Поголовье дойных коров	Поголовье КРС на откорме и нагуле	Число измерений содержания ^{137}Cs в молоке, мясе
Гордеевский	12	2939	3157	168
Злынковский	9	1035	702	440
Клинцовский	11	2370	5510	310
Красногорский	14	3374	1052	1140
Новозыбковский	12	2477	3073	332

Основанием для применения смеси комбикормов и ферроцинсодержащих препаратов в животноводстве является превышение уровней СанПиН по содержанию ^{137}Cs в молоке и мясе КРС.

Оценку зависимости загрязнения животноводческой продукции (молоко, мясо) от средневзвешенного уровня загрязнения ^{137}Cs сенокосов и пастбищ в хозяйствах провели на основе кластерного анализа всех исследуемых хозяйств [9]. Потребность в объемах применения ФСП рассчитывали, как:

$$Кд = Пк \times 270 \times К \qquad (1)$$

где: Кд – количество кормодней (суточных доз препарата на голову); Пк – поголовье коров, голов; 270 – длительность лактации, сутки; К = 0,5 – коэффициент, учитывающий вероятность превышения СанПиН.

Результаты и их обсуждение

Анализ уровня загрязнения почв сельскохозяйственных угодий ^{137}Cs юго-западных районов Брянской области свидетельствует о позитивном тренде его снижения со временем, обусловленном как проведением реабилитационных мероприятий, так и физическим распадом ^{137}Cs (табл. 2).

Однако, в ряде сельскохозяйственных предприятий юго-западных районов Брянской области количественные показатели средневзвешенной плотности загрязнения почв кормовых угодий остаются достаточно высокими (>200 кБк/м^2). Это обстоятельство затрудняет получение доброкачественной животноводческой продукции, соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам, и требует безотлагательного проведения защитных мероприятий, в том числе применения ФСП.

В начальный период комплексного применения ферроцина в смеси с комбикормом (2010-2011 гг.) превышение нормативного уровня по содержанию ^{137}Cs в молоке и мышечной ткани коров наблюдали практически во всех хозяйствах в конце пастбищного периода содержания (сентябрь-октябрь). Кластерный анализ, проведенный по степени содержания ^{137}Cs в молоке и мясе коров, за этот период позволил выделить три группы хозяйств, отличающихся по уровню загрязнения животноводческой продукции.

Таблица 2

Динамика плотности загрязнения почв сельскохозяйственных угодий ^{137}Cs юго-западных районов Брянской области

Год обследования	Вид угодий	Средневзвешенная плотность загрязнения, кБк/м^2					
		Гордеевский	Злынковский	Красногорский	Клинцовский	Новозыбковский	Климовский
1998	пашни	281	269	232	160	389	116
	сенокосы и пастбища	439	483	424	288	692	200
	всего	348	319	314	200	488	131
2008	пашни	217	217	180*	148	307	91**
	сенокосы и пастбища	385	384	344*	274	562	171**
	всего	288	258	250*	185	392	104**
2016	пашни	181	180	133	108	254	78
	сенокосы и пастбища	321	328	263	236	497	135
	всего	241	214	191	148	330	89

** – 2002 г., ** – 2005 г.*

К наиболее загрязненным хозяйствам (3 группа) относятся: КФХ «Заулочная В.С.» (СПК «Кожановский»), СПК «Надежда», СПК «Рабочий» Гордеевского района и СПК «Рассвет» Клинцовского района. В несколько меньшей степени проблема радиоактивного загрязнения молока и мяса была отмечена в ГНУ НСОС ВНИИА люпина, СХПК «Колхоз им. Ленина», СХПК «Комсомолец» Новозыбковского района и СПК «Заря», СПК «Труд» Клинцовского района (2 группа). Остальные хозяйства относятся к 1 группе с наименьшей степенью загрязнения молока и мяса коров, наблюдавшегося в конце пастбищного периода. Усредненное по группам содержание ^{137}Cs в молоке и мясе коров до применения ферроцина представлено на рисунках 1-2.

Следует отметить, что степень загрязнения ^{137}Cs молока и мяса коров определяется не только уровнем радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий, но и в значительной степени наличием достаточного объема кормовой базы, произведенного на окультуренных сенокосах и пастбищах, а также погодными условиями. Так, при засушливом лете в период заготовки сена, а также в конце пастбищного периода из-за нехватки корма сенокос и выпас может производиться в поймах рек на заливных лугах или других угодьях с высоким уровнем содержания ^{137}Cs в растительности.

Показано, что наиболее радиоактивно загрязненные хозяйства (3 группа) являются одновременно и наиболее уязвимыми в этом плане (рис. 1-2). В них могут наблюдаться резкие изменения содержания ^{137}Cs в молоке и мясе коров по годам, в то время как в менее загрязненных хозяйствах годовая вариация выражена в значительно меньшей степени.

Картина снижения уровня загрязнения 137Cs молока и мяса коров за весь период наблюдения характеризовалась ее высокой радиологической интенсивностью, а период полуснижения составил для молока и мяса 6,0±1,6 и 5,0±1,2 лет, соответственно. Исходя из того, что в исследуемый период в хозяйствах не наблюдали существенного сокращения поголовья дойного стада или изменения технологического регламента использования пастбищных угодий, то данный факт может свидетельствовать об эффективности защитных и реабилитационных мероприятий в хозяйствах. В том числе – это и комплексное применение ферроцина в смеси с комбикормом, и улучшение кормовых угодий, и повышение культуры сельхозпроизводства в целом.

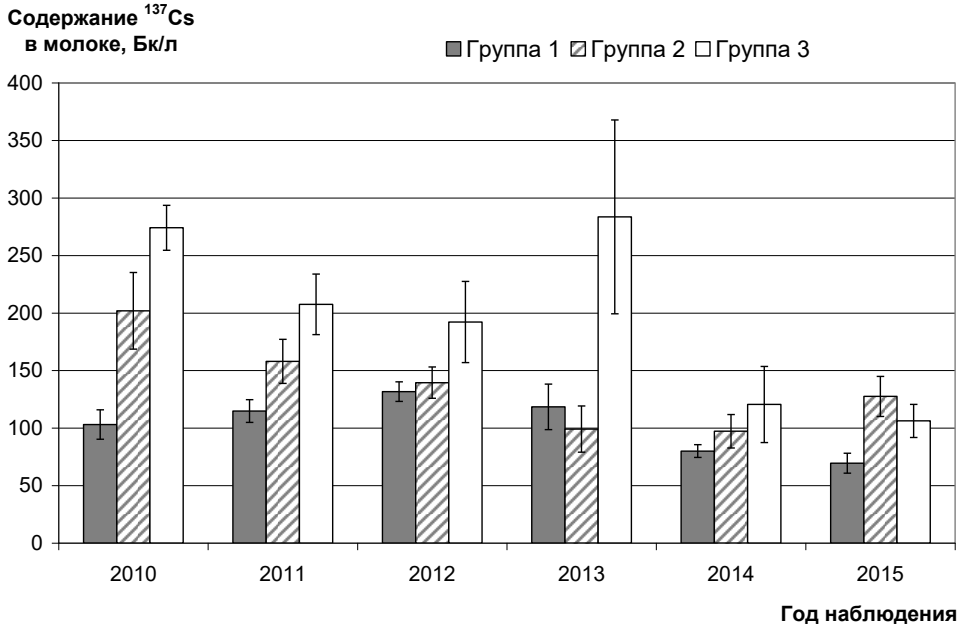


Рисунок 1 – Динамика содержания ^{137}Cs в молоке коров в конце пастбищного периода

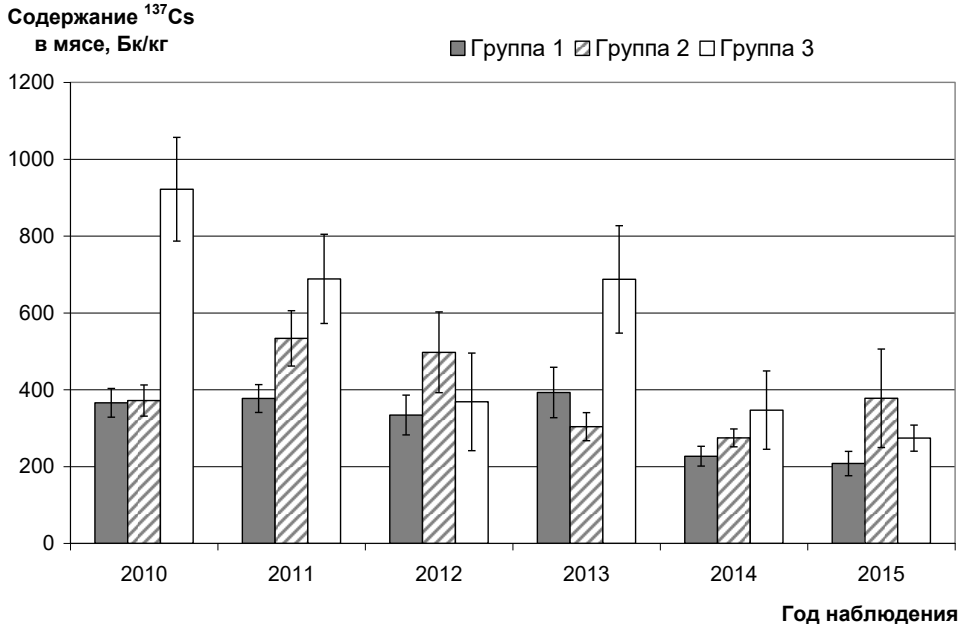


Рисунок 2 – Динамика содержания ^{137}Cs в мясе коров в конце пастбищного периода

Анализ динамики концентрации ^{137}Cs в молоке и мясе коров при применении ферроцина свидетельствует о высокой эффективности сорбента. Кратность снижения концентрации ^{137}Cs в молоке на 30-е сутки составила от 3 до 11 раз, в мясе на 60-е сутки от 2,5 до 7,0 раз (рис. 3-4).

Представленные данные наглядно свидетельствуют о том, что применение ФСП оказывается одинаково эффективно при разных начальных уровнях содержания ^{137}Cs в молоке и мясе коров (рис. 3-4). Наблюдаемые высокие кратности снижения в 2012 г. обусловлены затянутым (вплоть до ноября месяца) пастбищным периодом в этот год.

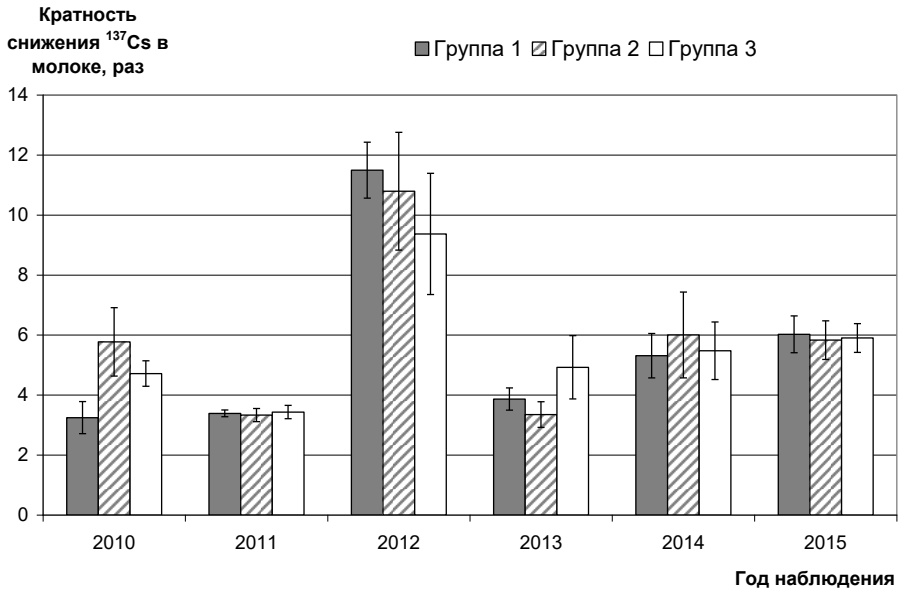


Рисунок 3 – Кратность снижения содержания ^{137}Cs в молоке коров после 30 суток применения ферроцина

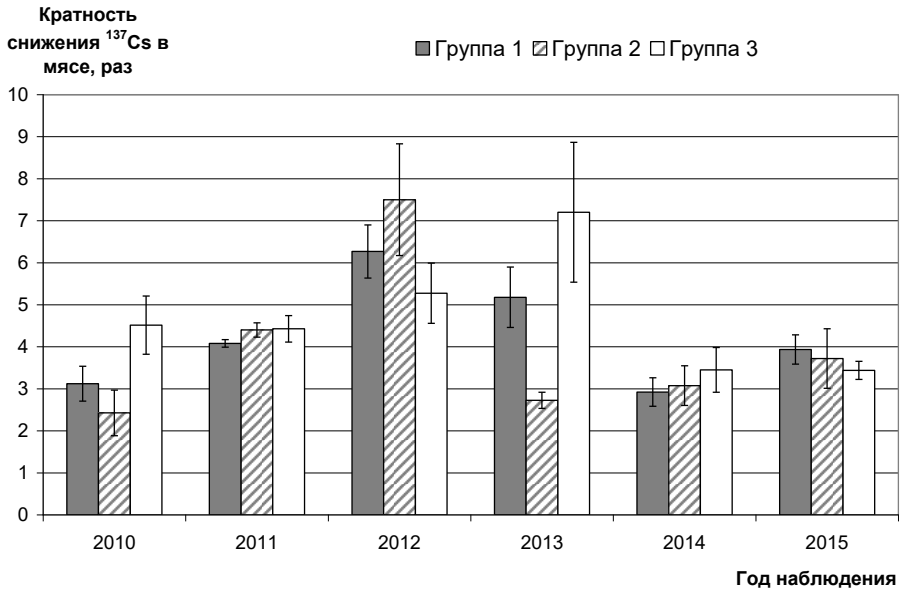


Рисунок 4 – Кратность снижения содержания ^{137}Cs в мясе коров после 60 суток применения ферроцина

Обобщая данные радиологических показателей в хозяйствах наиболее загрязненных районов Брянской области, можно констатировать, что плотность радиоактивного загрязнения сенокосов и пастбищ с высокой степенью достоверности (R^2>0,99) определяет как уровень загрязнения рациона, так и содержание ^{137}Cs в мясе КРС (рис. 5).

Зависимость содержания ^{137}Cs в сене и молоке коров от средневзвешенной плотности радиоактивного загрязнения сенокосов и пастбищ имеет меньшую достоверность, что обусловлено как рационом кормления дойных коров, так и различными возможностями заготовки сена в хозяйствах (рис. 6).

Используя полученные закономерности можно ожидать, что при плотности радиоактивного загрязнения 150 кБк/м^2 содержание ^{137}Cs в молоке и мясе КРС составит 80 и 165 Бк/кг соответственно. Учитывая как погрешность расчетов, так и погрешности измерений, можно утверждать, что при более высоком уровне радиоактивного загрязнения сенокосов и пастбищ в хозяйствах может возникнуть необходимость в периодическом применении ферроцинсодержащих препаратов.

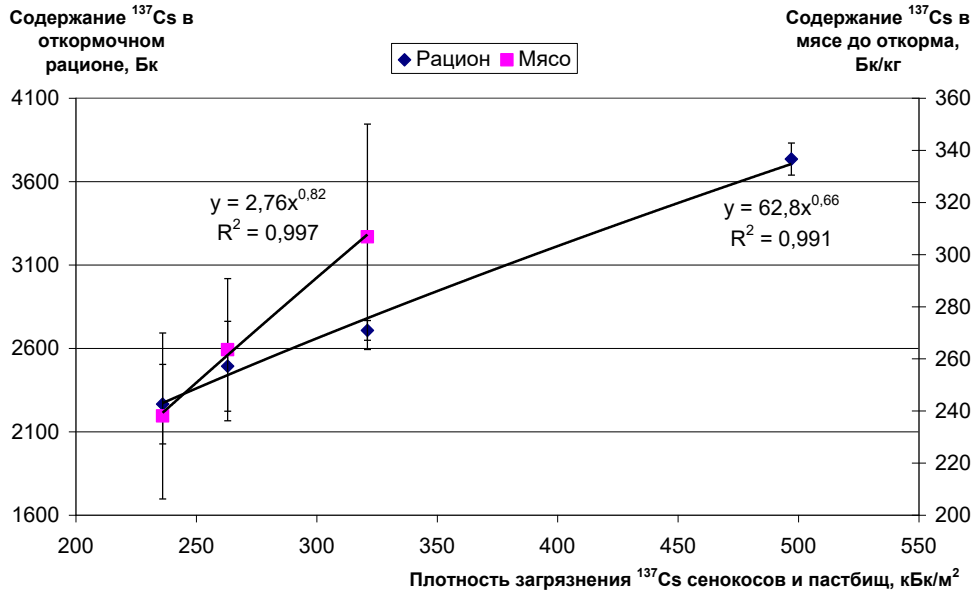


Рисунок 5 – Зависимость содержания ^{137}Cs в откормочном рационе и мясе КРС от средневзвешенной плотности радиоактивного загрязнения сенокосов и пастбищ

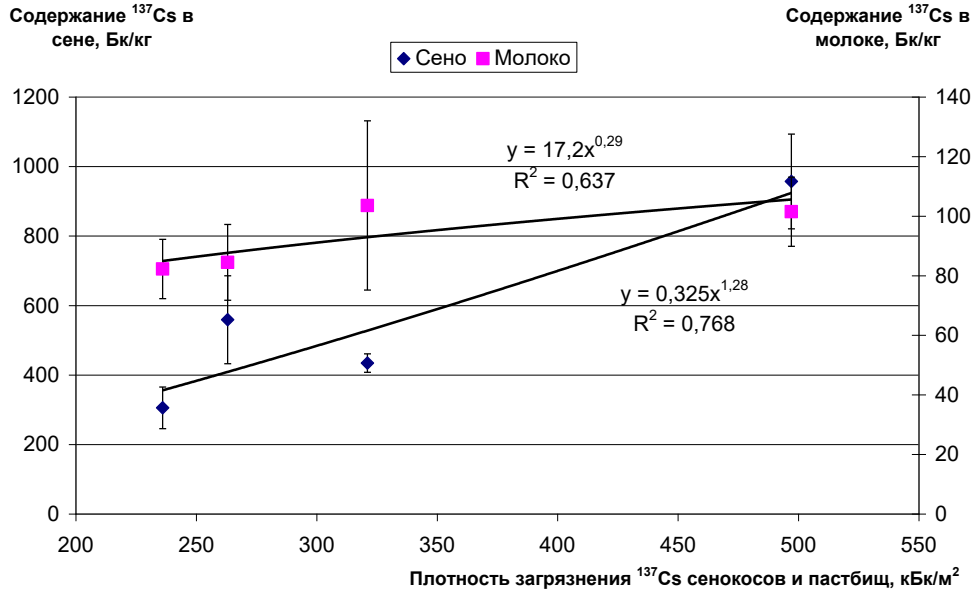


Рисунок 6 – Зависимость содержания ^{137}Cs в сене и молоке коров от средневзвешенной плотности радиоактивного загрязнения сенокосов и пастбищ

При плотности радиоактивного загрязнения 270 кБк/м^2 содержание ^{137}Cs в молоке коров достигнет в среднем 100 Бк/кг, это означает, что половина производимого молока будет превышать нормативы СанПиН. В связи с тем, что ежегодный откорм КРС перед убоем составляет около 30% от всего поголовья, можно оценить потребность в объемах применения ФСП в условиях радиоактивного загрязнения кормовых угодий как для различных хозяйств, так и районов в целом (табл. 3).

Таблица 3

Потребность в применении ферроцинсодержащих препаратов по пяти районам Брянской области

Район	Средневзвешенная плотность радиоактивного загрязнения сенокосов и пастбищ, кБк/м^2	Поголовье		Количество кормодней применения препарата	
		КРС	коров	для откорма	лактирующим коровам
Гордеевский	321	6397	2939	38382	470240
Злынковский	328	1948	1035	11688	165600
Красногорский	263	4205	2370	12615	298620
Клинцовский	236	9751	3374	29253	425124
Новозыбковский	497	5591	2477	50319	544940
Итого:				**142257**	**1904524**

Следует отметить, что наибольшую потребность в объемах применения ФСП в условиях радиоактивного загрязнения кормовых угодий выявили для хозяйств Новозыбковского района, а наименьшую (в 4,3 раза) – для сельхозпредприятий Злынковского района. Определяющими факторами явились плотность загрязнения кормовых угодий и численность продуктивного поголовья скота района.

Заключение

Таким образом, несмотря на значительное время, прошедшее после катастрофы на Чернобыльской АЭС, в ряде хозяйств юго-западных районов Брянской области все еще отмечаются случаи превышения нормативов содержания радионуклида ^{137}Cs в кормах и продукции животноводства. Для полного исключения производства животноводческой продукции с превышением нормативов СанПиН необходимо применение ферроцинсодержащих препаратов в значительных объемах. Наибольшую потребность в объемах и длительности применения ФСП в условиях радиоактивного загрязнения кормовых угодий выявили для хозяйств Новозыбковского района, а наименьшую (в 4,3 раза) – для сельхозпредприятий Злынковского района.

В результате исследований на основании кластерного анализа, проведенного по степени содержания ^{137}Cs в молоке и мясе коров в течение 2010-2015 гг., выделили три группы хозяйств, отличающихся по уровню загрязнения животноводческой продукции.

Показано, что в наиболее загрязненных хозяйствах (3 группа) могут наблюдаться резкие изменения содержании ^{137}Cs в молоке и мясе коров по годам, в то время как в менее загрязненных хозяйствах годовая вариация выражена в значительно меньшей степени. Снижение загрязненности молока и мяса ^{137}Cs в производственных условиях может носить классический нисходящий или мультивариантный волнообразный характер. Причиной такого явления в течение 30-60 суток служит технологическая смена пастбищ, отличающихся по степени загрязненности травостоя радиоактивным цезием.

Динамика снижения уровня загрязнения ^{137}Cs молока и мяса коров за весь период наблюдения характеризовалась высокой интенсивностью, а период полуснижения составил для молока и мяса 6,0±1,6 и 5,0±1,2 лет соответственно.

При комплексном применении смеси комбикормов с ферроцином кратность снижения концентрации ^{137}Cs в молоке на 30-е сутки составила 3-11 раз, в мясе на 60-е сутки 2,5-7,0 раз.

Полученные в ходе исследования результаты дают возможность корректировать стратегию реабилитации сферы сельскохозяйственного производства (молочное, мясное скотоводство) на радиоактивно загрязненных вследствие аварии на ЧАЭС территориях.

Список литературы

1. *Алексахин Р.М., Санжарова Н.И.* Последствия для сельского хозяйства // Российский национальный доклад «25 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. 1986-2011» / Под ред. С.К. Шойгу и Л.А. Большова. М., 2011. С. 38-45.

2. Научные основы реабилитации сельскохозяйственных территорий, загрязненных радиоактивными веществами в результате крупных радиационных аварий: Руководство / Под ред. Н.И. Санжаровой. Обнинеск: ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2009. 150 с.

3. Радиологические аспекты возвращения территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности / *Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко, И.К. Романович* [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 3. С. 322-335.

4. СанПиН 2.3.2.2650-10. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов: санитарно-эпидемиологические правила и нормативы СанПиН 2.3.2.2650-10. (Дополнения и изменения №18 к СанПиН 2.3.2.1078-01). Минздрав РФ, 2010. 13 с.

5. Апробация технологий реабилитации сельскохозяйственных угодий с высокими уровнями радиоактивного загрязнения, временно выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС / *И.Е. Титов* [и др.] // Радиация и риск. 2012. Т. 21. № 2. С. 33-38.

6. Краткий обзор результатов паспортизации сельскохозяйственных предприятий на территориях Брянской области, пострадавших после аварии на ЧАЭС / *О.А. Шубина, И.Е. Титов, В.В. Кречетников, Е.И. Карпенко* // Международный научно-исследовательский журнал. 2015. № 11(42). Часть 3. Декабрь. С. 99-103.

7. *Захарова Л.Л., Жоров Г.А., Рубченков П.Н.* Ветеринарно-санитарная оценка безопасности кормов и животноводческой продукции на территориях, загрязненных радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr // Проблемы ветеринарной санитарии, гигиены и экологии. 2013. № 2(10). С. 69-72.

8. The use of hexacyanoferrates in different forms to reduce radiocaesium contamination of animal products in Russia / A.*N. Ratnikov, A.V. Vasiliev, R.M. Alexakhin* [et al.] // Science of the Total Environment. 1998. V. 223. P. 167-176.

9. Оценка радиологической эффективности комплексного применения смеси комбикормов с ферроцинсодержащими препаратами в хозяйствах юго-западных районов Брянской области / *О.С. Губарева, Н.Н. Исамов, П.Н. Цыгвинцев* [и др.] // Радиация и риск. 2017. Т. 26. № 1. С. 89-99.

Оценка экономической эффективности комплексного применения смеси комбикормов с ферроцинсодержащими препаратами для снижения содержания ^{137}Cs в молоке и мышечной ткани коров

Исамов Н.Н., Панов А.В., Цыгвинцев П.Н., Губарева О.С., Музалевская И.А., Алешкина Е.Н., Урсу Н.В, Фадеев М.Ю.

Изучено состояние современной радиоэкологической обстановки в пяти юго-западных районах Брянской области, уровни загрязнения ^{137}Cs кормовых угодий, основных компонентов рациона продуктивных животных и получаемой от них продукции. На основании основных экономических показателей дана оценка экономической эффективности технологии применения ферроцинсодержащих препаратов (ФСП) для получения животноводческой продукции, отвечающей санитарно-гигиеническим нормативам. Рентабельность технологии применения ферроцина в смеси с комбикормом на лактирующих коровах отличается в хозяйствах (от -3 до 28%) и зависит от их продуктивности (среднегодового удоя на 1 корову). Применение ФСП рентабельно при среднегодовом удое свыше 1600 кг на одну корову. Анализ экономической эффективности применения ферроцина на этапе дополнительного откорма для снижения содержания ^{137}Cs в говядине показал, что рентабельность применения сорбента резко снижается с ростом цены сорбента и уровнем исходного загрязнения ^{137}Cs мяса животных. Определена точка безубыточности применения ферроцина на этапе дополнительного откорма, которая зависит от исходного уровня радиоактивного загрязнения мяса животных и содержания ^{137}Cs в откормочном рационе.

Молоко, мясо, крупный рогатый скот, цезий-137, ферроцин, авария на ЧАЭС, корма, экономическая эффективность

В наиболее пострадавших после аварии на ЧАЭС юго-западных районах Брянской области по-прежнему актуальной остается проблема производства животноводческой продукции, соответствующей санитарно-гигиеническим требованиям в полном объеме [1]. Анализ данных радиационного контроля, проводимого Центром химизации и сельскохозяйственной радиологии «Брянский», а также ветеринарно-радиологическими подразделениями Россельхознадзора, показывает, что в 17 коллективных хозяйствах без систематического проведения реабилитационных мероприятий невозможно получение продукции кормопроизводства и животноводства, соответствующей нормативам. В ряде хозяйств превышение нормативов СанПиН [2, 3] будет носить долговременный характер и может отмечаться вплоть до 2025-2030 гг. [1]. Основную проблему представляет загрязнение кормов, содержание ^{137}Cs в которых превышает ветеринарные допустимые уровни до 3,7 раза [4]. Высокое содержание ^{137}Cs в кормах главным образом определяет превышение гигиенических нормативов в продуктах животноводства. В образцах молока и молочной продукции регистрируется 4-12 % проб, а в мясе и мясной продукции – 5-8 % проб, не отвечающих нормативным требованиям соответственно [5].

Основными реабилитационными приемами, направленными на получение нормативной продукции животноводства, в настоящее время являются: проведение агромелиоративных мероприятий на кормовых угодьях и применение комбикормов с ферроцинсодержащими препаратами (ФСП). Следует отметить, что решение социально-экономических и радиоэкологических проблем смягчения последствий катастрофы на ЧАЭС во многом зависит от эффективности защитных мероприятий, направленных на уменьшение поступления радионуклидов из почвы в пищевую цепочку и получение продукции с содержанием радионуклидов в пределах допустимых уровней. Приоритеты в системе защитных мероприятий по снижению доз облучения населения с течением времени меняются, и на первый план в условиях рыночной экономики выходит экономическая оценка эффективности контрмер.

Целью проведенных исследований были: изучение и оценка экономической эффективности комплексного применения комбикормов с ферроцином для производства на радиоактивно загрязненных территориях Брянской области молока и мяса, соответствующего санитарно-гигиеническим нормативам.

Материалы и методы

Для оценки современной радиоэкологической обстановки в пяти юго-западных районах Брянской области проведен сбор, обобщение и анализ данных по плотности радиоактивного загрязнения кормовых угодий и основных компонентов рациона продуктивных животных, а также сведения о поголовье крупного рогатого скота в каждом хозяйстве и загрязнении ^{137}Cs продуктов животноводства, производящихся в хозяйствах этих районов.

Для экономического анализа эффективности применения ФСП использовали показатели по 58 хозяйствам 6 юго-западных районов Брянской области, отраженные в форме федерального статистического наблюдения № 24-СХ.

Оценку экономической эффективности технологии применения ФСП для получения молока, соответствующего санитарно-гигиеническим нормативам, проводили в соответствии с разработанной методикой [6].

Результаты исследования и их обсуждение

В хозяйствах юго-западных районов Брянской области для получения молока, соответствующего требованиям СанПиН 2.3.3.1078-01, применяется смесь комбикормов с ферроцинсодержащими препаратами. При расчете экономической эффективности исходили из возможности реализации нормативно чистого молока, при этом, молоко, не соответствующее установленным нормативам, используется для внутренних нужд.

Расчеты показали, что прибыль от реализации молока в год от одной коровы при применении ФСП в исследуемых хозяйствах варьировала от -1499 до 18838 руб. (табл. 1).

Таблица 1

Прибыль от реализации молока при применении ФСП

Район	Хозяйство	Прибыль ($П_н$), руб.	Среднегодовой предотвращенный ущерб (ΔВ), руб.	Прирост прибыли на 1 голову в год (ΔП), руб.
Гордеевский	ООО Петровобудское	10177	16662	10177
	КФХ Заулочная В.С.	5423	11909	5423
	СПК Рабочий	6463	12948	6463
	СПК Надежда	7701	14187	7701
	ООО СП Луч	8046	14531	8046
Клинцовский	СПК Заря	6992	13477	6992
	СПК Рассвет	4168	10653	4168
	СПК Ольховский	-516	5970	-516
	СПК Труд	-1499	4987	-1499
Красногорский	МУП МТС Красногорская	1807	8292	1807
	СПК Родина	2202	8687	2202
	КФХ Шлома Н.Ф.	18838	25323	18838
	СПК Прогресс	4390	10876	4390
Новозыбковский	СХОС ВНИИА люпина	883	7369	883
	ФГУП Волна Революции	-1188	5297	-1188
	СХПК Родина	995	7480	995
	СХПК «Колхоз им. Ленина»	4669	11155	4669
В среднем по хозяйствам		4680	11165	4680

При ставке ЕСХН (единый сельскохозяйственный налог) на уровне 6 % чистая прибыль в среднем составит 1757 руб./гол. Рентабельность применения ФСП варьирует в разных хозяйствах (от -3 до 28 %) и зависит от производительности (среднегодового удоя на 1 корову). С экономической точки зрения применение ФСП рентабельно при среднегодовом удое свыше 1600 кг на одну корову (рис 1).

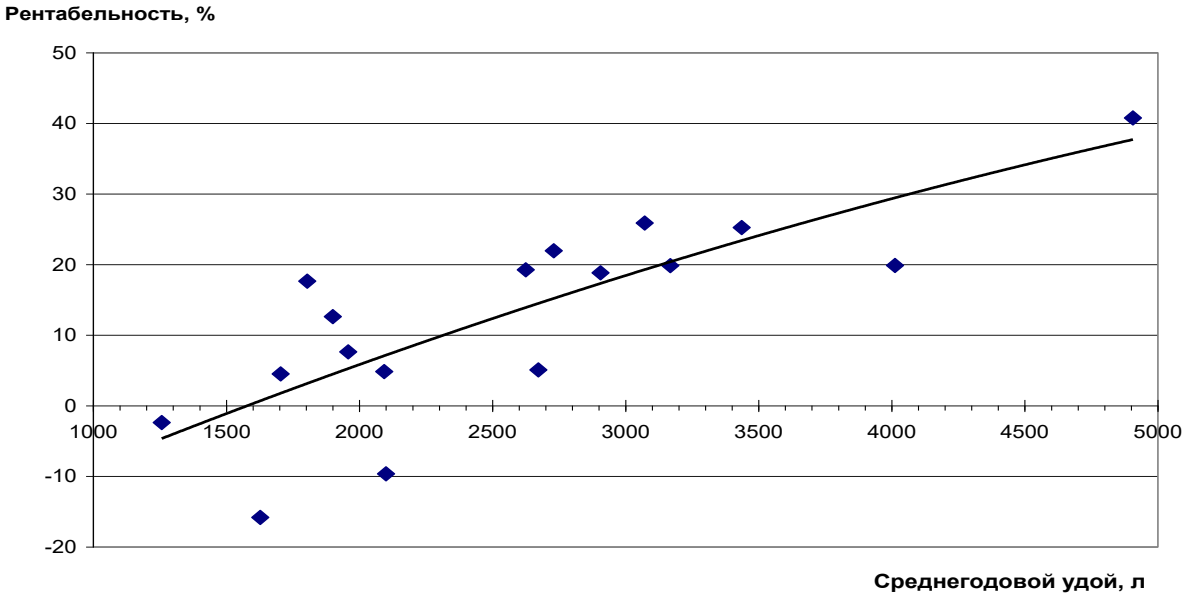


Рисунок 1 – Рентабельность применения ФСП по прибыли от реализации молока при различных уровнях продуктивности лактирующих коров

Производство мяса на радиоактивно-загрязненной территории имеет свои особенности. Тогда, как производство молока осуществляется в течение всего года и требует кормов, соответствующих нормативам, сдача скота на мясокомбинат происходит только по достижении животными определенного веса или при выбраковке. Содержание телят, нетелей, бычков и яловых коров не требует постоянного радиационного контроля кормов и при превышении нормативного содержания ^{137}Cs в суточном рационе животных происходит его накопление в мышечной массе скота. Для снижения содержания ^{137}Cs в мясе КРС до нормативных значений перед убоем необходимо проводить дополнительный откорм животных на рационе с низким содержанием радионуклидов. Таким образом, хозяйства на радиоактивно загрязненных территориях вынуждены нести дополнительные не предусмотренные затраты при превышении нормативов СанПиН по содержанию ^{137}Cs в мясе КРС. Эти затраты могут быть снижены при применении ферроцинсодержащих препаратов за счет сокращения сроков дополнительного откорма [7].

Поскольку получение нормативной продукции (мясо) возможно и без использования ферроцианидов, но при дополнительных затратах, расчет рентабельности применения ферроцианидов осуществляли, исходя из предотвращенного ущерба при дополнительном откорме на 1 голову КРС:

$$P_ф = \frac{ПУ}{З_ф} \times 100\% \qquad (1)$$

где: $P_ф$ – рентабельность применения ферроцианидов для дополнительного откорма КРС; *ПУ* – предотвращенный ущерб; $З_ф$ – затраты на дополнительный откорм КРС с применением ферроцианидов.

В свою очередь, предотвращенный ущерб будет складываться из разницы затрат и дополнительной прибыли при откорме без применения и с применением ферроцианидов:

$$ПУ = (П_ф - З_ф) - (П - З) \qquad (2)$$

где: $П_ф$ и $П$ – прибыль от получения продукции (мяса) при дополнительном откорме скота с применением и без применения ферроцианидов; $З$ – затраты на дополнительный откорм КРС без применения ферроцианидов.

Прибыль от получения продукции (мяса) при дополнительном откорме скота с применением и без применения ферроцианидов рассчитывали исходя из среднесуточных привесов и цены реализации мяса. Затраты на дополнительный откорм КРС рассчитывали, исходя из сроков дополнительного откорма в соответствии с рекомендациями [7],

стоимости ферроцина и среднесуточных затрат на содержание одной головы КРС:

$$З_г = \frac{(В \times ЦР - ПР)}{Г \times 365} \times 1000 \qquad (3)$$

где: $З_г$ – среднесуточные затраты на содержание одной головы КРС, руб.; *В* – валовое производство мяса в живой массе, тонн; *ЦР* – средняя цена реализации 1 т мяса, тыс. руб.; *ПР* – прибыль (убыток) от реализации мяса, тыс. руб.; *Г* – поголовье КРС.

$$П = СП \times Д \times \frac{ЦР}{1000} \qquad (4)$$

где: *СП* – среднесуточный привес КРС, грамм; *Д* – длительность дополнительного откорма без применения ферроцина, сутки.

$$П_ф = СП \times Д_ф \times \frac{ЦР}{1000} \qquad (5)$$

где: *СП* – среднесуточный привес КРС, грамм; $Д_ф$ – длительность дополнительного откорма с применением ферроцина, сутки.

$$З = З_г \times Д \qquad (6)$$

$$З_ф = (З_г + СФ) \times Д_ф \qquad (7)$$

где: *СФ* – стоимость применения ферроцина на голову в сутки, руб.

Анализ экономической эффективности производства говядины показал, что в целом данная отрасль животноводства является убыточной для хозяйств юго-западных районов Брянской области. При средней цене реализации говядины в живом весе 65 руб./кг, себестоимость производства по разным хозяйствам варьирует от 40 до 182 руб./кг, в среднем составляя 100 руб./кг.

На фоне таких экономических показателей рентабельность применения ферроцина на этапе дополнительного откорма зависит от многих факторов. К ним относятся как комплекс экономических показателей производства говядины в хозяйствах, так и сроки дополнительного откорма, обусловленные содержанием ^{137}Cs в мясе КРС и кормах.

При этом связь экономических показателей производства говядины в хозяйствах и рентабельности применения ферроцина на этапе дополнительного откорма выражена достаточно слабо, что обусловлено значительными различиями в стоимости содержания и кормления КРС в разных хозяйствах. Так, стоимость содержания 1 головы в сутки составляет в среднем 16,4 руб., но в разных хозяйствах этот показатель колеблется от 0,3 до 46,7 руб.

Анализ экономической эффективности применения ферроцина на этапе дополнительного откорма КРС для снижения содержания ^{137}Cs в мясе показал, что рентабельность применения ферроцина зависит как от его стоимости, так и от уровней удельной активности ^{137}Cs в мясе животных и в кормах. Так, при достаточно высоком уровне загрязнения откормочного рациона в 3 кБк/сутки рентабельность применения ферроцина резко снижается с ростом цены ферроцина и уровнем исходного содержания ^{137}Cs в мясе животных (рис. 2).

Снижение экономической эффективности применения ферроцина на этапе дополнительного откорма с увеличением уровня исходного содержания ^{137}Cs в мясе КРС обусловлено нелинейным характером выведения радионуклидов из организма животных. Рентабельность применения ферроцина резко снижается также при уменьшении радиоактивного загрязнения откормочного рациона. Вследствие этого срок дополнительного откорма при применении ферроцина сокращается непропорционально. Так, например, на фоне содержании ^{137}Cs 3 кБк в откормочном рационе для достижения нормативного значения ^{137}Cs в мышечной ткани КРС при применении ферроцина требуется в 2,8, 1,9 и 1,6 раза меньше времени при различном исходном содержании ^{137}Cs в мясе животных 300, 500 и 700 Бк/кг соответственно.

В то же время, при снижении радиоактивного загрязнения откормочного рациона, рентабельность применения ферроцина резко снижается (рис. 3). Это обусловлено действием ферроцина, как сорбента, препятствующего дополнительному поступлению ^{137}Cs из рациона в организм КРС во время откорма. При дополнительном откорме животных на рационах, не содержащих ^{137}Cs, ферроцин будет препятствовать вторичному всасыванию выводимого радионуклида в кишечнике животных. Данный путь выведения радионуклида незначителен, поэтому эффективность и рентабельность применения ферроцина резко снижаются при снижении содержания ^{137}Cs в откормочном рационе животных.

Существует точка безубыточности (рис. 2 и 3) применения ферроцина на этапе

дополнительного откорма, то есть стоимость суточной дозы препарата на голову, выше которой применение становится нерентабельным. Точка безубыточности зависит от исходного уровня загрязнения радионуклидами животных и содержания ^{137}Cs в откормочном рационе.

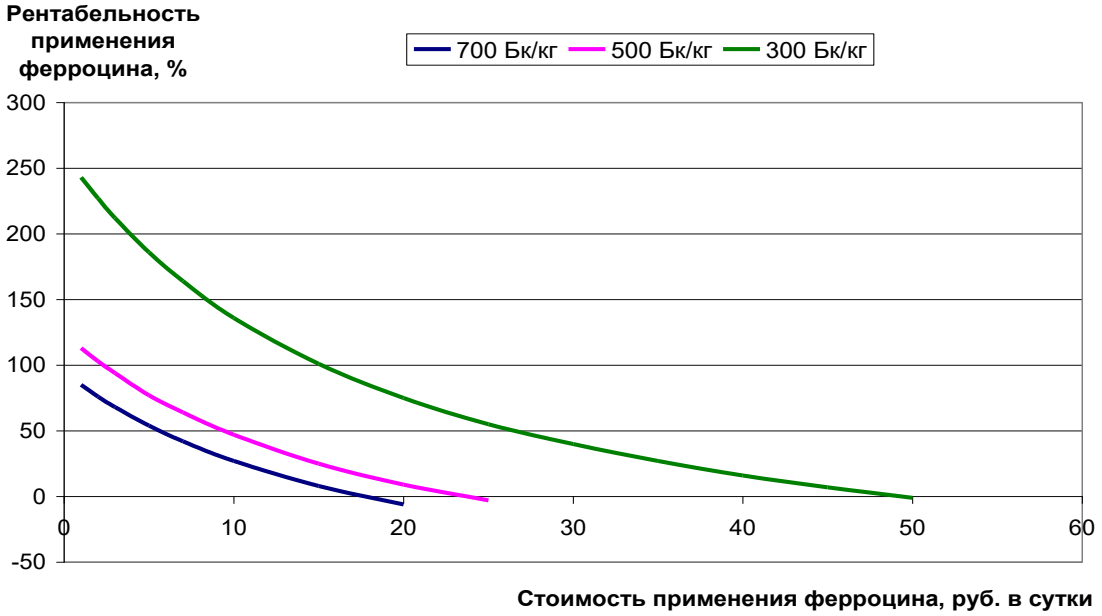


Рисунок 2 – Зависимость рентабельности применения ферроцина на этапе дополнительного откорма от стоимости сорбента и уровня исходного загрязнения животных ^{137}Cs при высоком уровне загрязнения откормочного рациона (3 кБк/сутки)

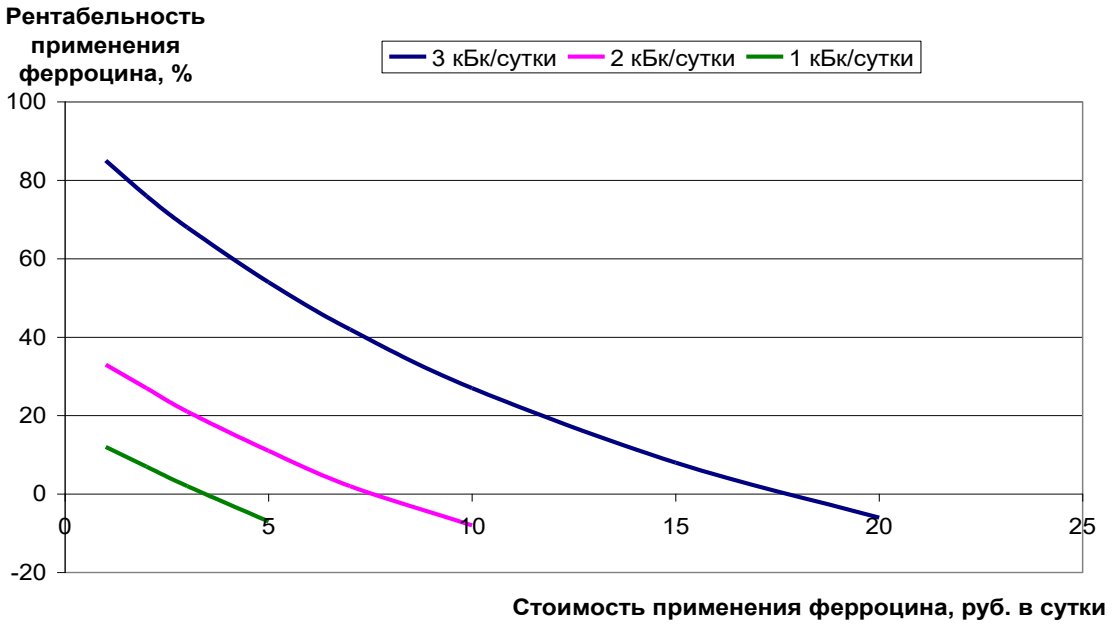


Рисунок 3 – Зависимость рентабельности применения ферроцина на этапе дополнительного откорма от стоимости сорбента и уровня загрязнения откормочного рациона ^{137}Cs при высоком уровне исходного загрязнения животных (700 Бк/кг)

Данную зависимость можно аппроксимировать функцией вида:

$$Ц = (a + \frac{b}{A^c}) \times exp(d \times P), \quad (8)$$

где: *Ц* – стоимость суточной дозы препарата на голову, руб.; *А* – содержание ^{137}Cs в мясе животных до откорма, кБк/кг; *Р* – содержание ^{137}Cs в откормочном рационе, кБк/сутки; *a, b, c, d* – коэффициенты функции.

Коэффициенты данной функции были подобраны методом последовательной итерации при оценке наименьших квадратов и составили с учетом ошибки на 0,01% уровне значимости a=0,65±0,02; b=0,74±0,02; c=1,30±0,01; d=0,75±0,01.

Расчет точки безубыточности для условий дополнительного откорма КРС в соответствии с рекомендациями [7] представлен в табл. 2.

Таблица 2

Точка безубыточности применения ферроцина на этапе дополнительного откорма КРС

Содержание ^{137}Cs в мышечной ткани перед постановкой на откорм, кБк/кг	Содержание ^{137}Cs в откормочном рационе, кБк/сутки	Точка безубыточности, руб.
0,3	3	39,76
0,5	3	23,47
	2	11,09
	1	5,24
0,7	3	17,35
	2	8,19
	1	3,87

Заключение

Таким образом, несмотря на значительное время, прошедшее после катастрофы на Чернобыльской АЭС, в ряде хозяйств юго-западных районов Брянской области все еще отмечаются случаи превышения санитарно-гигиенических нормативов содержания радионуклида ^{137}Cs в кормах и продукции животноводства.

Проведен анализ экономических характеристик отрасли животноводства в наиболее загрязненных радионуклидами хозяйствах и дана оценка экономической эффективности технологии применения ферроцинсодержащих препаратов для получения животноводческой продукции, отвечающей санитарно-гигиеническим нормативам. Рентабельность технологии применения ферроцина в смеси с комбикормом на лактирующих коровах отличается в хозяйствах (от -3 до 28%) и зависит от продуктивности (среднегодового удоя на 1 корову). При ставке единого налога на сельхозпроизводство на уровне 6% чистая прибыль в среднем составила 1757 руб. на голову. Применение ФСП рентабельно при среднегодовом удое свыше 1600 кг на одну корову. Анализ экономической эффективности применения ферроцина на этапе дополнительного откорма для снижения содержания ^{137}Cs в говядине показал, что рентабельность применения сорбента резко снижается с ростом цены ферроцина и уровнем исходного загрязнения ^{137}Cs мяса животных. Определена точка безубыточности применения ферроцина на этапе дополнительного откорма, показатель, определяющий стоимость суточной дозы препарата на голову, выше которой применение становится нерентабельным. Точка безубыточности зависит от исходного уровня радиоактивного загрязнения мяса животных и содержания ^{137}Cs в откормочном рационе.

Полученные в ходе исследования результаты дают возможность корректировать стратегию реабилитации сферы сельскохозяйственного производства (молочное, мясное скотоводство) на радиоактивно загрязненных вследствие аварии на ЧАЭС территориях.

Список литературы

1. Радиологические аспекты возвращения территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности / *Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко, И.К. Романович* [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 3. С. 322-335.

2. СанПиН 2.3.2.1078-01. Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов: санитарно-эпидемиологические правила и нормы. М.: Минздрав РФ, 2002. 164 с.

3. СанПиН 2.3.2.2650-10. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов: санитарно-эпидемиологические правила и нормативы СанПиН 2.3.2.2650-10. (Дополнения и изменения №18 к СанПиН 2.3.2.1078-01). Минздрав РФ, 2010. 13 с.

4. Апробация технологий реабилитации сельскохозяйственных угодий с высокими уровнями радиоактивного загрязнения, временно выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС / *И.Е. Титов* [и др.] // Радиация и риск. 2012. Т. 21. № 2. С. 33-38.

5. 30 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. 1986–2016. Российский национальный доклад / Под общ. ред. В.А. Пучкова, Л.А. Большова. М., 2016. 202 с.

6. Методика определения экономической эффективности технологических приемов, используемых при ведении растениеводства, кормопроизводства и животноводства на техногенно загрязненных территориях / *О.Н. Бакалова, Т.Л. Жигарева, Г.И. Попова, Н.Н. Исамов*. Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2009. 52 с.

7. Руководство по ведению сельскохозяйственного производства на радиоактивно загрязненных территориях Республики Беларусь и Российской Федерации / *Р.М. Алексахин* [и др.]. Минск-Москва, 2005. 144 с.

Система поддержки принятия решений по оптимизации применения реабилитационных технологий в сельскохозяйственных предприятиях на радиоактивно загрязненных территориях

Спиридонов С.И., Иванов В.В.

Разработана компьютерная программа ReSAL для поддержки принятия решений по применению реабилитационных технологий в хозяйствах на радиоактивно загрязненных территориях Брянской области. В состав ReSAL входят расчетные модули, картографический блок и база данных, содержащая необходимую для расчетов информацию. Оценка эффективности реабилитационных мероприятий проводится на основе совокупности радиологических и экономических критериев. Выполнены демонстрационные расчеты для тестового хозяйства на территории, подвергшейся чернобыльским выпадениям.

Радиоактивное загрязнение, сельскохозяйственные земли, статистические методы, риск превышения норматива, продукция растениеводства и животноводства, система поддержки принятия решений

Для комплексной оценки загрязненных радионуклидами сельскохозяйственных угодий и выработки оптимальных стратегий применения реабилитационных мероприятий используются программные средства, определяемые как системы поддержки принятия решений (СППР) [1-3]. Программное средство *ReSAL* (Remediation Strategies for Agricultural Lands) разработано для поддержки принятия решений по ведению растениеводства, кормопроизводства и животноводства в сельскохозяйственных предприятиях на радиоактивно загрязненных территориях Брянской области. В состав *ReSAL* входят расчетные модули, картографический блок и база данных, содержащая необходимую для расчетов информацию.

Оценка текущей радиологической ситуации и прогноз эффективности реабилитационных мероприятий основаны на совокупности радиологических и экономических критериев. Программное средство *ReSAL* позволяет оценить потенциальные мероприятия как в рамках сельскохозяйственного предприятия в целом, так и на уровне элементарного участка в его составе. В результате сценарных расчетов лицу, принимающему решение, предоставляется информация для выработки реабилитационных стратегий, направленных на снижение накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции и соблюдение санитарно-гигиенических нормативов.

Функциональные возможности программного средства *ReSAL*

Система поддержки принятий решений *ReSAL* включает три программных модуля – «Растениеводство», «Кормопроизводство» и «Животноводство». Система адаптирована для сельскохозяйственных земель Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС (рис. 1). В составе программного средства содержится информация о размещении пахотных и пастбищных угодий в хозяйствах, данные о почвенных характеристиках и плотности загрязнения почв ^{137}Cs. Расчеты выполняются для групп почв согласно радиоэкологической классификации по гранулометрическому составу [4].

Программные модули *ReSAL* могут быть использованы для решения следующих задач:

– анализа текущей радиологической ситуации и определения перечня сельскохозяйственной продукции, не соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам [5, 6];

– моделирования реабилитационных мероприятий с учетом их радиологической и экономической эффективности.

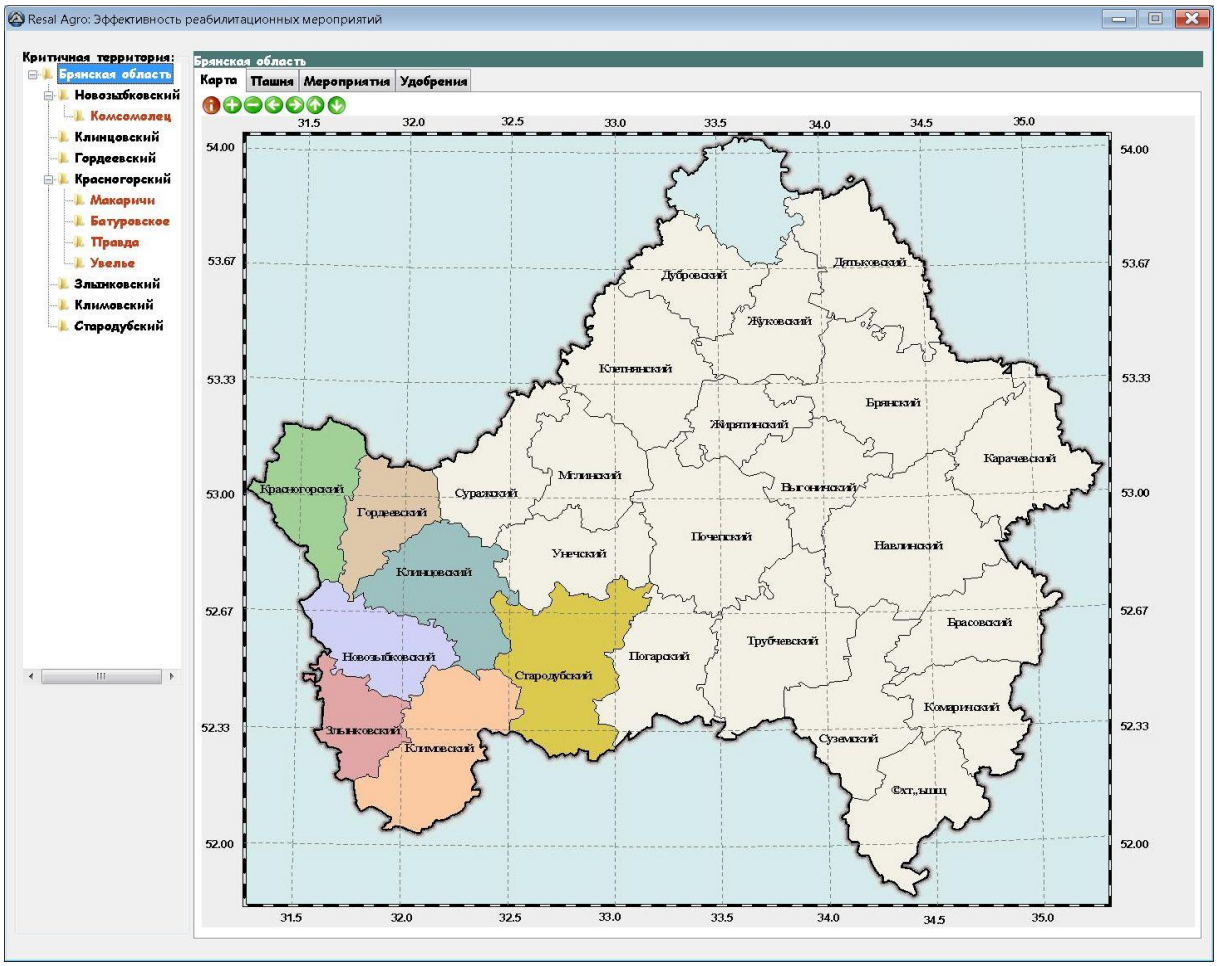


Рисунок 1 – Управляющее окно СППР ReSALL

Совокупность критериев оценки радиологической ситуации и эффективности мероприятий включает:

– кратность и риск превышения нормативов содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции;

– предотвращенная коллективная доза (разница между коллективными дозами до и после применения реабилитационных мероприятий);

– затраты на проведение мероприятий;

– стоимость предотвращенной коллективной дозы (отношение величины предотвращенной дозы к затратам на проведение реабилитационных мероприятий).

База данных в составе *ReSAL* включает следующие основные блоки:

– параметры перехода и накопления радионуклидов в звеньях растениеводческой и животноводческой сельскохозяйственных цепочек;

– характеристики эффективности различных реабилитационных мероприятий;

– рекомендуемые объемы мероприятий и финансовые затраты на их проведение.

«Открытость» программных средств *ReSAL* позволяет оперативно дополнять базы данных информацией, полученной в результате проведения мониторинговых исследований.

Пользователь СППР обеспечен следующей информацией:

– карты-схемы структуры землепользования хозяйств (рис. 2);

– результаты оценки рисков превышения санитарно-гигиенических нормативов в различных сельскохозяйственных предприятиях;

– результаты оценки эффективности реабилитационных мероприятий в рамках предприятий на основе радиологических и экономических критериев;

– расширенные отчеты с анализом эффективности мероприятий для отдельных наиболее загрязненных участков.

Совокупность расчетных показателей дает возможность специалистам, экспертам

и руководящим работникам выбрать оптимальный вариант решения по применению реабилитационных мероприятий с учетом их эффективности.

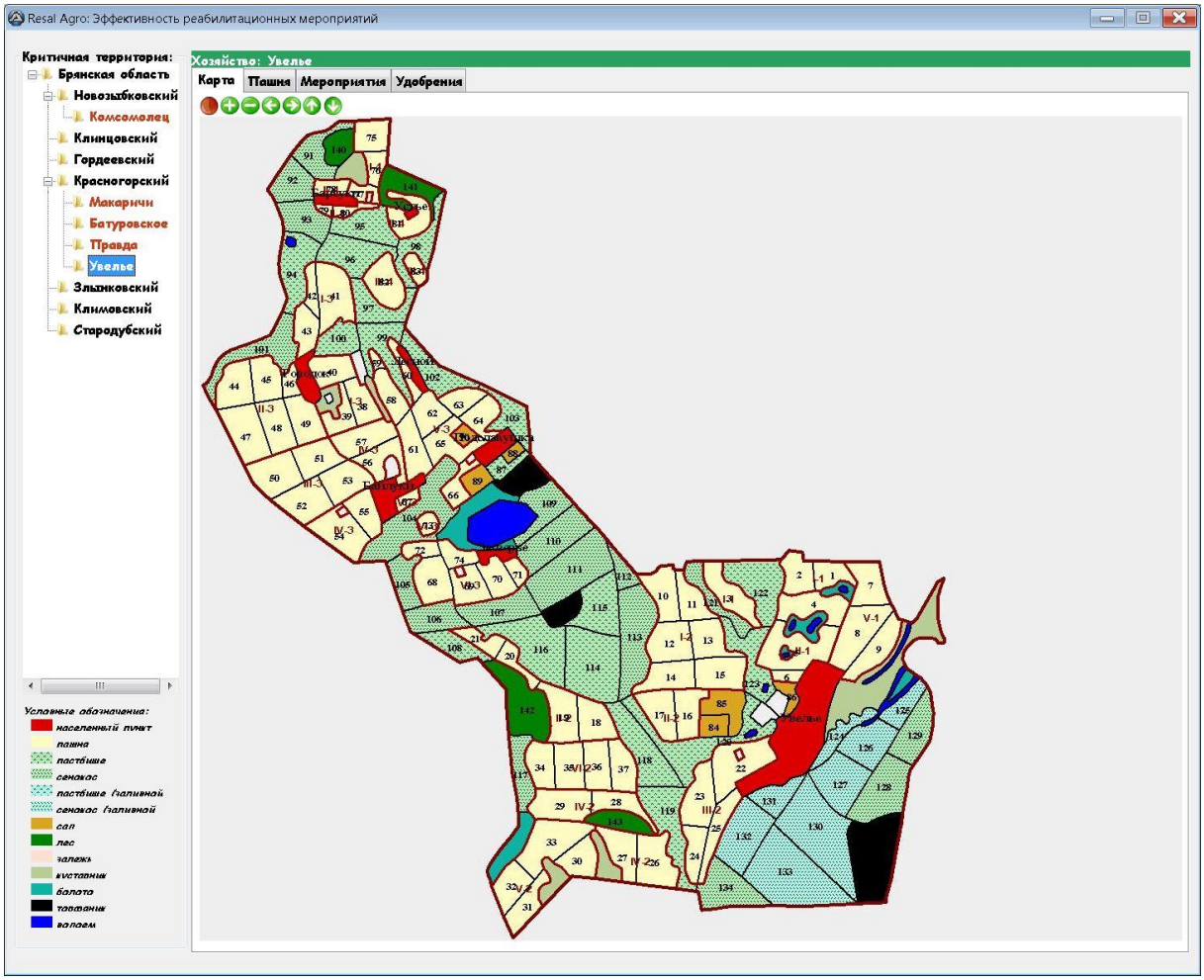


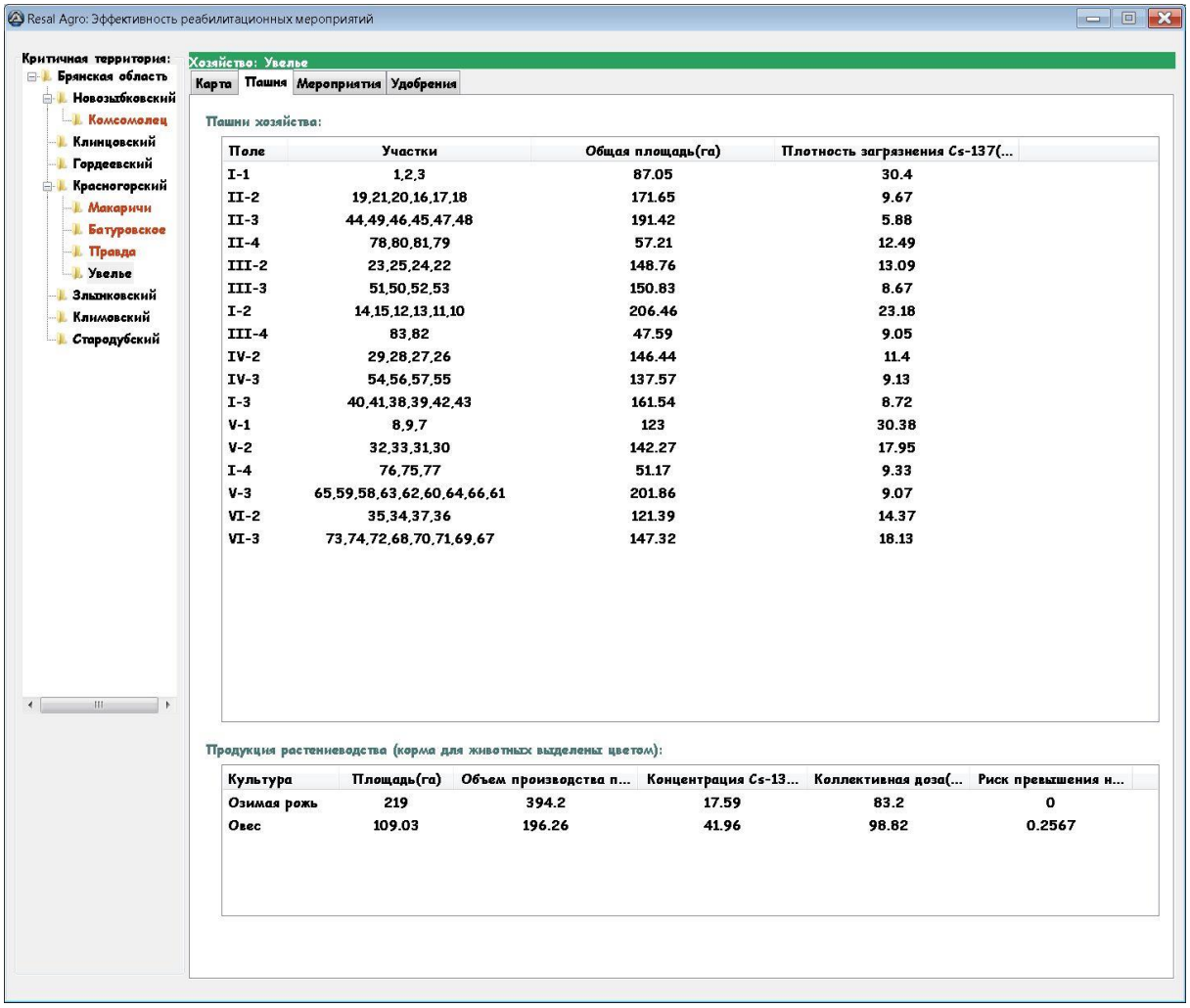
Рисунок 2 – Карта-схема СПК «Увелье» Красногорского района Брянской области

Примеры использования СППР *ReSAL*

Модуль «Растениеводство»: оценки для тестового хозяйства. Модуль «Растениеводство» включает характеристики хозяйств в загрязненных после аварии на ЧАЭС районах Брянской области [7]. В рамках иерархии территориально-административного деления Брянской области можно выбрать конкретное сельскохозяйственное предприятие. Так, на рисунке 2 представлена карта СПК «Увелье» Красногорского района.

После выбора хозяйства отображается информация о севооборотах и полях хозяйства, их площадях и плотностях загрязнения ^{137}Cs (рис. 3). Представляются характеристики по сельскохозяйственным культурам, выращиваемым на различных участках, включая концентрацию ^{137}Cs в продукции и коллективную дозу, формируемую в результате употребления продукции.

При расчете риска превышения норматива учитывается то обстоятельство, что продукция производится на совокупности полей с различными уровнями радиоактивного загрязнения. Если для всех полей, на которых выращиваются определенные виды сельскохозяйственных культур, концентрация ^{137}Cs в растениях не превышает норматив, то величина риска равна нулю. Альтернативный вариант – концентрация ^{137}Cs в растениях на каждом поле превышает значение соответствующего норматива. Риск превышения норматива в этом случае равен единице.



Поле	Участки	Общая площадь(га)	Плотность загрязнения Cs-137(...
I-1	1,2,3	87.05	30.4
II-2	19,21,20,16,17,18	171.65	9.67
II-3	44,49,46,45,47,48	191.42	5.88
II-4	78,80,81,79	57.21	12.49
III-2	23,25,24,22	148.76	13.09
III-3	51,50,52,53	150.83	8.67
I-2	14,15,12,13,11,10	206.46	23.18
III-4	83,82	47.59	9.05
IV-2	29,28,27,26	146.44	11.4
IV-3	54,56,57,55	137.57	9.13
I-3	40,41,38,39,42,43	161.54	8.72
V-1	8,9,7	123	30.38
V-2	32,33,31,30	142.27	17.95
I-4	76,75,77	51.17	9.33
V-3	65,59,58,63,62,60,64,66,61	201.86	9.07
VI-2	35,34,37,36	121.39	14.37
VI-3	73,74,72,68,70,71,69,67	147.32	18.13

Культура	Площадь(га)	Объем производства п...	Концентрация Cs-13...	Коллективная доза(...	Риск превышения н...
Озимая рожь	219	394.2	17.59	83.2	0
Овес	109.03	196.26	41.96	98.82	0.2567

Рисунок 3 – Структура пашни и виды продукции растениеводства в СПК «Увелье»

Результаты расчета эффективности применения реабилитационных мероприятий для зерновых культур в СПК «Увелье» Красногорского района Брянской области показаны на рисунке 4. При этом оценены различные варианты применения реабилитационных мероприятий на уровне всего хозяйства и вариант, соответствующий стандартным технологиям.

Анализ представленных результатов показывает, что в отсутствие реабилитационных мероприятий риск превышения норматива содержания ^{137}Cs в овсе (зерно) составляет 0,26 (рис. 4). Следует подчеркнуть, что при этом уровне риска средняя концентрация ^{137}Cs в рассматриваемом виде растениеводческой продукции (42 Бк/кг) ниже допустимого уровня (60 Бк/кг).

В результате внесения повышенных доз калийных удобрений ($N_{60}P_{60}K_{120}$) значение риска снижается до нуля. Применение более затратных мероприятий, связанных с комплексным внесением минеральных удобрений и мелиорантов, в рассматриваемом случае не является необходимым.

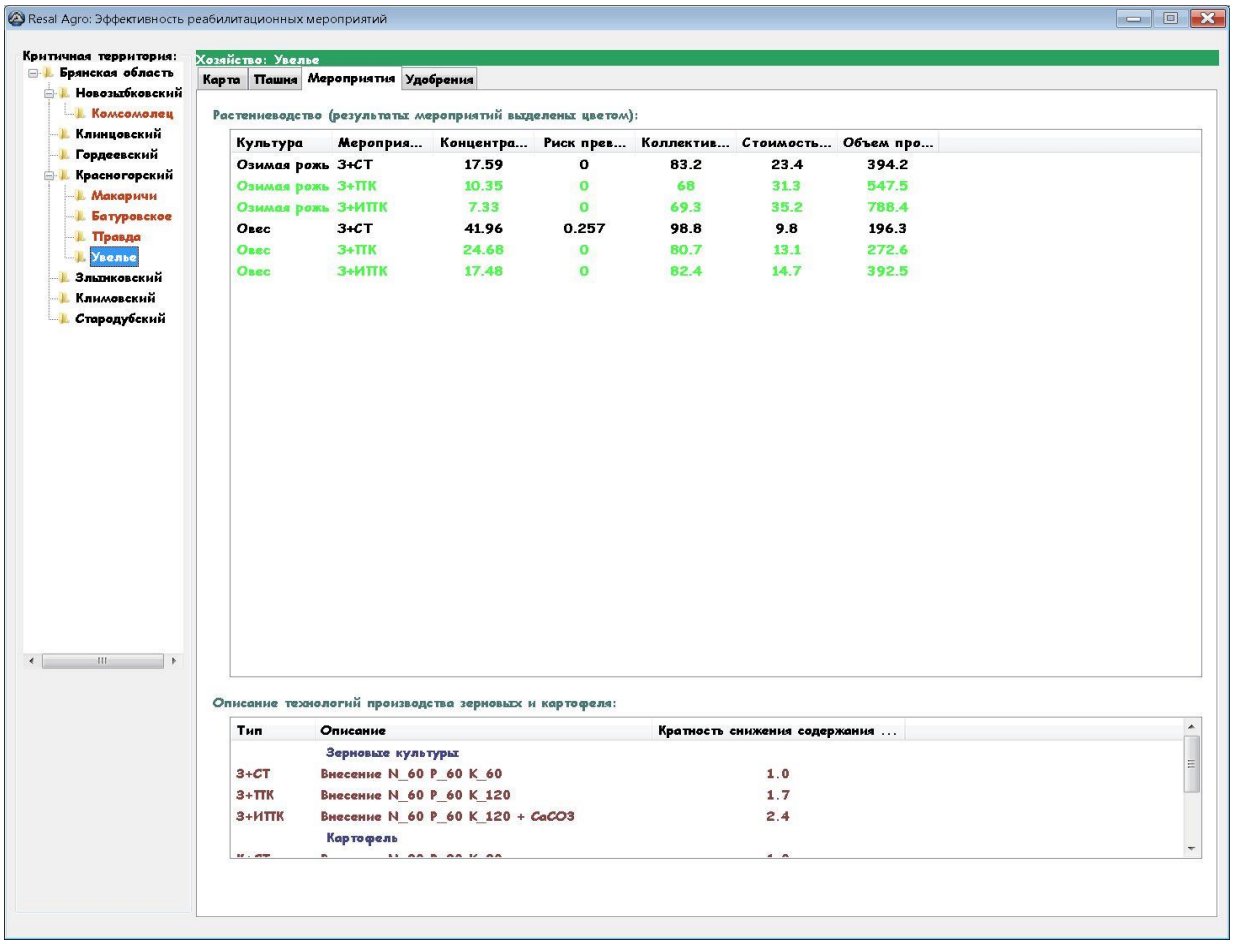


Рисунок 4 – Результаты расчета эффективности реабилитационных мероприятий для зерновых культур в СПК «Увелье»

Модуль «Растениеводство»: оценки для отдельного участка. Анализ характеристик участков в составе рассматриваемого сельскохозяйственного предприятия позволяет выделить те из них, для которых содержание ^{137}Cs в продукции растениеводства превышает нормативное значение. Для таких «критических» участков можно осуществить прогноз применения реабилитационных технологий из расширенного списка, включающего все возможные мероприятия с оцененными радиолого-экономическими параметрами.

Прогноз применения агромелиорантов для «критического» участка СПК «Увелье», представленный на рисунке 5, включает следующие характеристики:

– название культуры, производимой на участке;

– название агромелиоранта;

– средняя концентрация ^{137}Cs в продукции;

– объем получаемой продукции;

– затраты на проведение мероприятия на участке.

Анализ результатов расчета, представленных на рисунке 5, показывает, что снижение загрязнения продукции (овес) до нормативного значения (60 Бк/кг) можно выполнить с помощью любой из перечисленных технологий. По этой причине целесообразно выбрать наименее затратное мероприятие. Для рассматриваемого критического участка оптимальным вариантов является применение $N_{60}P_{60}K_{60}$ (рис. 5).

Картографический блок *ReSAL* позволяет обнаружить и детализировать расположение исследуемого участка на карте хозяйства (рис. 6).

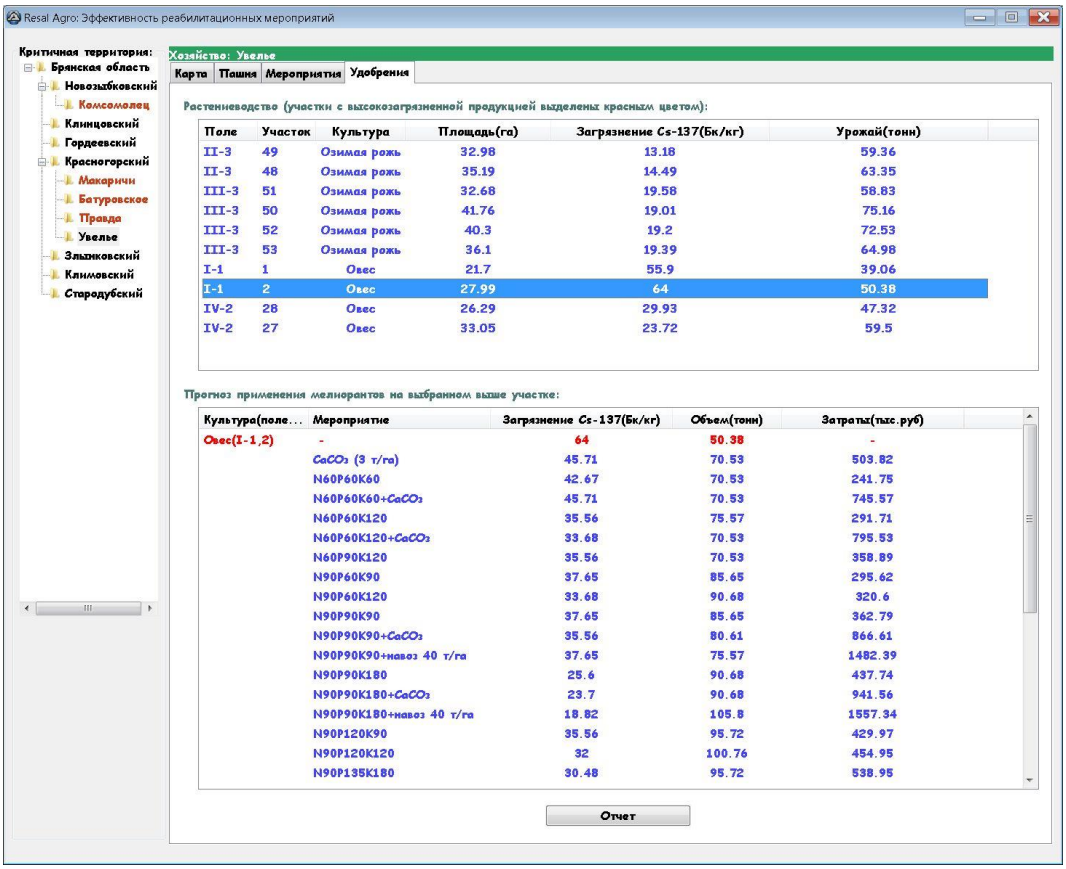


Рисунок 5 – Прогноз результатов применения реабилитационных мероприятий на «критическом» участке I-1 (2) СПК «Увелье»

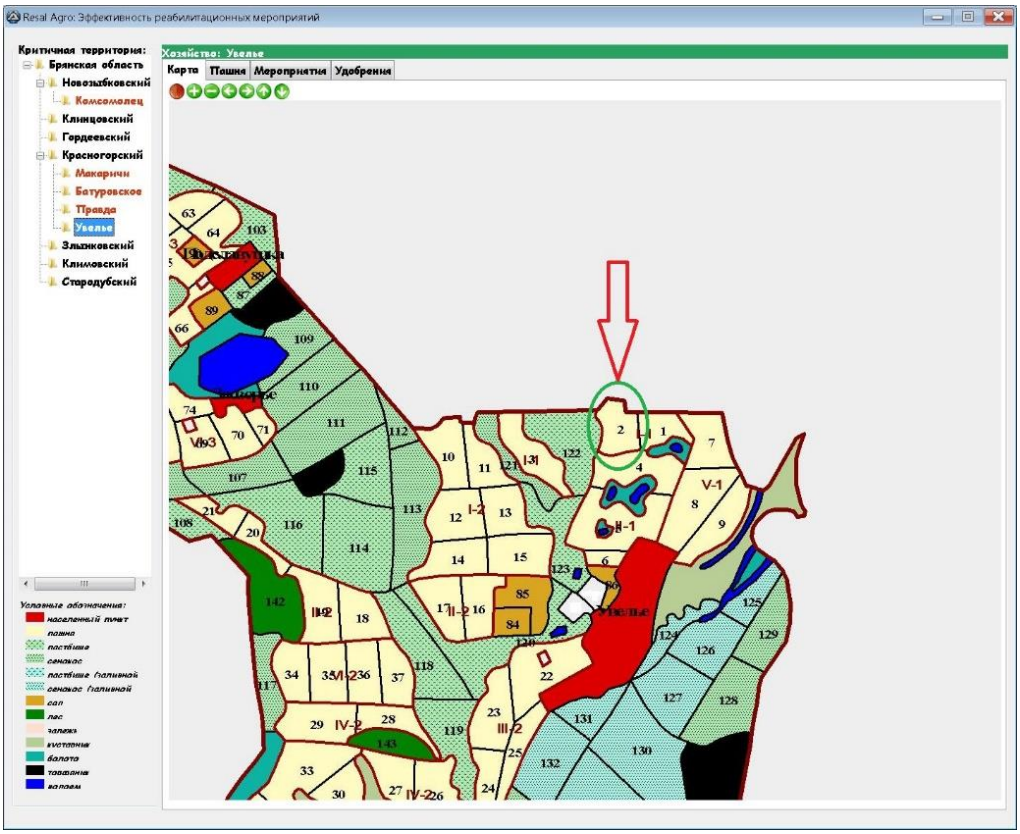
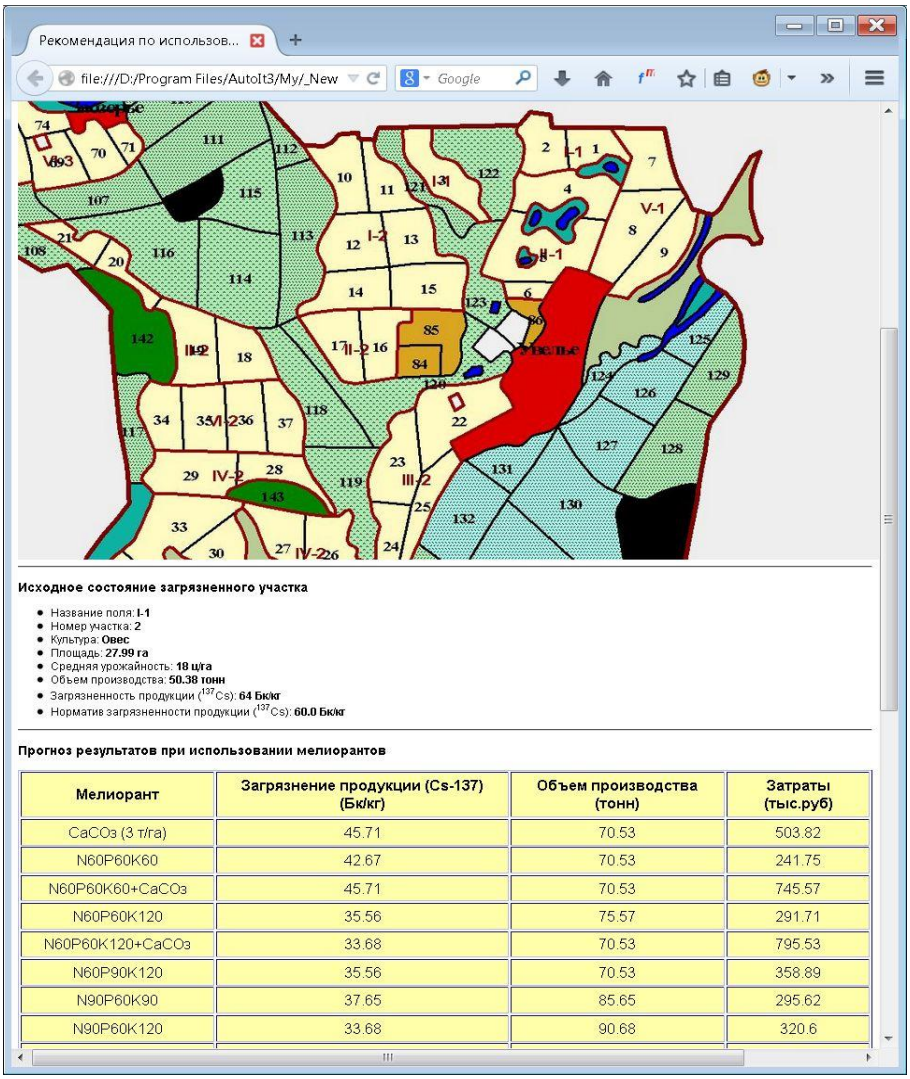


Рисунок 6 – Местоположение «критического» участка I-1 (2) СПК «Увелье»

Результаты моделирования реабилитационных мероприятий на «критическом» участке могут быть опубликованы в виде отчета (рис. 7), который можно сохранить или выдать на печать.



Мелиорант	Загрязнение продукции (Cs-137) (Бк/кг)	Объем производства (тонн)	Затраты (тыс.руб)
CaCO3 (3 т/га)	45.71	70.53	503.82
N60P60K60	42.67	70.53	241.75
N60P60K60+CaCO3	45.71	70.53	745.57
N60P60K120	35.56	75.57	291.71
N60P60K120+CaCO3	33.68	70.53	795.53
N60P90K120	35.56	70.53	358.89
N90P60K90	37.65	85.65	295.62
N90P60K120	33.68	90.68	320.6

Рисунок 7 – Отчет с результатами прогноза применения агромелиорантов на участке I-1 (2) СПК «Увелье»

Модули «Кормопроизводство» и «Животноводство». Данные о кормах для сельскохозяйственных животных, получаемых на пастбищах и сенокосах СПК «Увелье», представлены на рисунке 8. При проведении расчетов могут быть учтены различные варианты реабилитации пастбищ и сенокосов. Кратность снижения поступления ^{137}Cs в продукцию кормопроизводства представлена по отношению к варианту «естественные и неокультуренные пастбища и сенокосы».

Анализ результатов показывает, что риск превышения норматива содержания ^{137}Cs в пастбищной растительности без проведения реабилитационных мероприятий составляет 0,75. С применением реабилитационных мероприятий значение риска может быть снижено почти в 2 раза (0,4). При этом средняя концентрация ^{137}Cs в траве не достигает допустимого уровня (100 Бк/кг). Наименьшее значение данного показателя при коренном улучшении составляет 110 Бк/кг, при поверхностном улучшении – 177 Бк/кг. Таким образом, применение реабилитационных мероприятий гарантированно не позволяет снизить риск до нулевого значения.

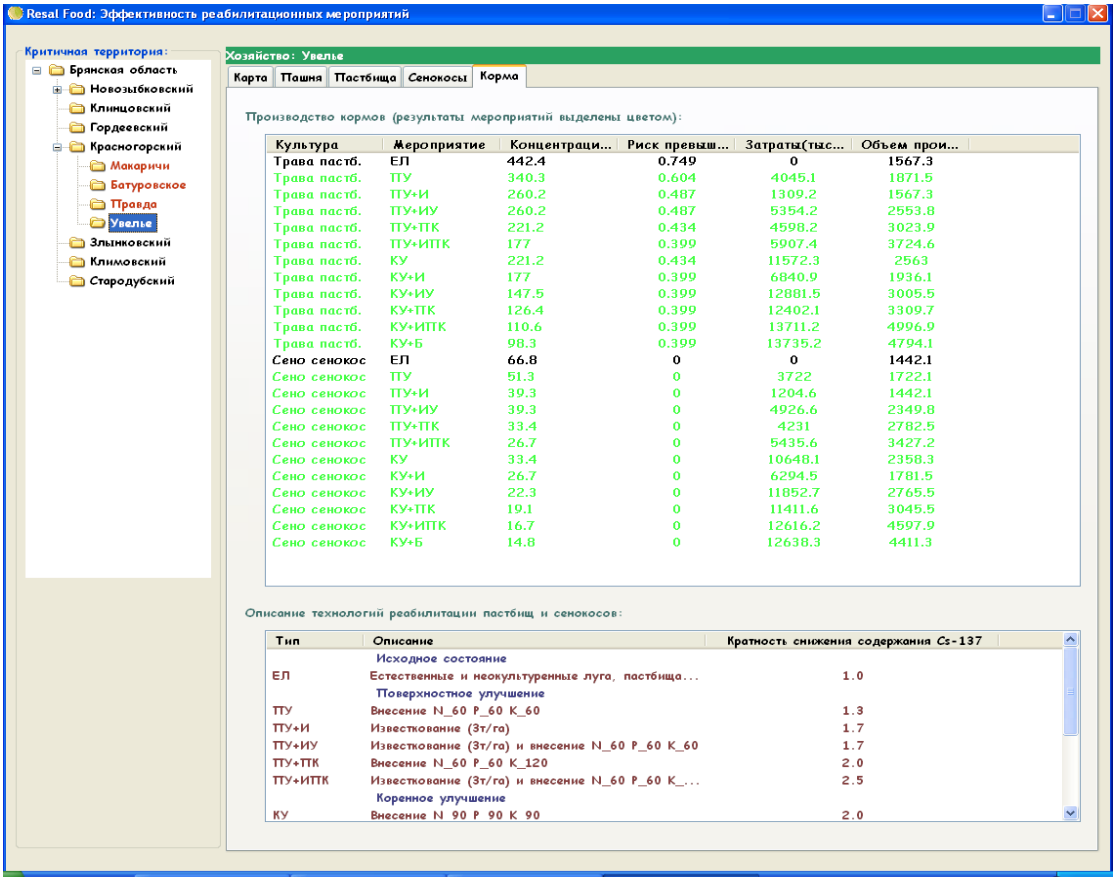


Рисунок 8 – Эффективность мероприятий для пастбищ и сенокосов в СПК «Увелье»

Снижение содержания радионуклидов в продукции животноводства, кроме организации кормовой базы в условиях радиоактивного загрязнения территории, может быть достигнуто путем введения в рацион животных кормовых добавок и специальных препаратов, содержащих ферроцины. Модуль «Животноводство» *ReSAL* предоставляет возможность прогнозирования использования ферроцинсодержащих препаратов для снижения уровней загрязнения ^{137}Cs продукции животноводства (молока и мяса).

На рисунке 9 представлен пример отчета с результатами прогноза ведения животноводства на пастбищах и сенокосах, сформированного для тестового хозяйства СПК «Увелье» Красногорского района Брянской области.

Анализ представленных в отчете результатов позволяет заключить, что применение ферроцинсодержащих препаратов позволяет снизить содержание ^{137}Cs в продукции животноводства и уменьшить величину риска превышения норматива содержания этого радионуклида в животноводческой продукции.

Таким образом, СППР *ReSAL* применима для комплексной оценки эффективности реабилитационных мероприятий в хозяйствах, находящихся на радиоактивно-загрязненных сельскохозяйственных землях Брянской области. Эта СППР является комплементарной системе поддержке принятия решений *ReSCA* по оптимизации реабилитационных мероприятий в сельских населенных пунктах в отдаленный период после аварии на ЧАЭС [3]. Компьютерные средства *ReSAL* могут быть адаптированы для других радиоэкологических ситуаций, связанных с радиоактивным загрязнением сельскохозяйственных угодий. Одно из направлений развития разработанного программного средства – учет вариабельности миграционных параметров при прогнозировании накопления радионуклидов в агропродукции [8, 9].

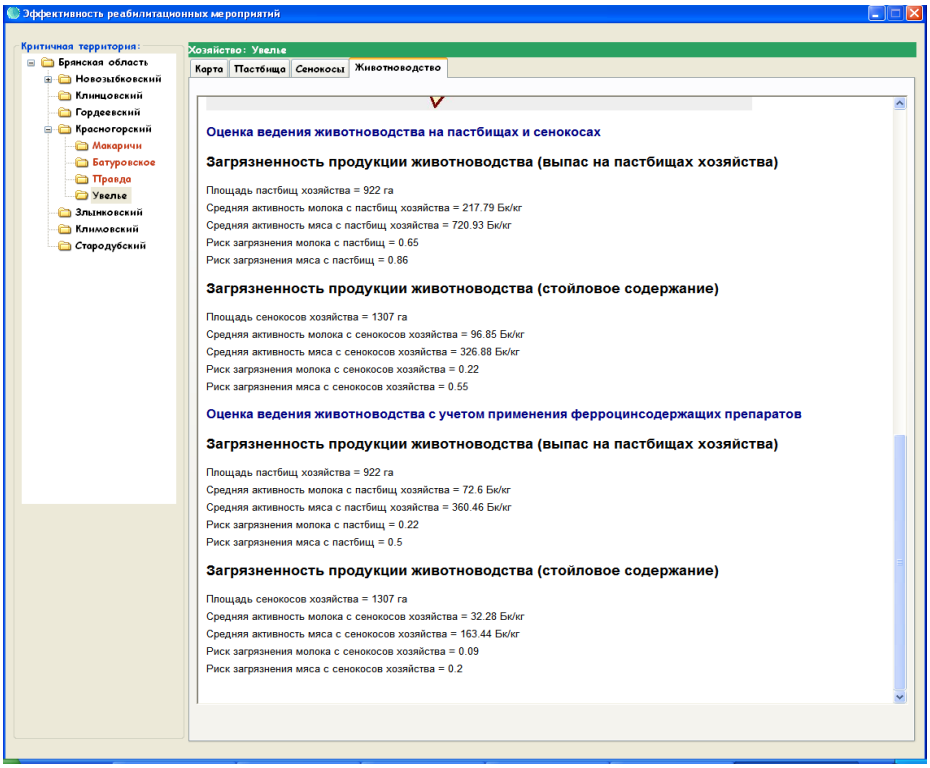


Рисунок 9 – Отчет с результатами прогноза ведения животноводства для СПК «Увелье»

Список литературы

1. *Voigt G. and Fesenko S.* Remediation of Contaminated Environments. Elsevier, 2009. 477 p.

2. *Yatsalo B.I.* Decision Support System for Risk Based Land Management and Rehabilitation of Radioactively Contaminated Territories: PRANA approach. Journal Emergency Management. 2007. Vol. 4. № 3. P. 504-523.

3. Система поддержки принятия решений по реабилитации радиоактивно-загрязненных территорий: руководство пользователя / *Фесенко С.В., Якоб П., Улановский А.В.* [и др.]. Вена, Австрия, 2010. 57 с.

4. IAEA (2010). Handbook of parameter values for prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2010. 208 p.

5. СанПиН 2.6.1.2523-09. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): санитарно-эпидемиологические правила и нормативы: утв. 07.07.2009. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 100 с.

6. Ветеринарно-санитарные требования к радиационной безопасности кормов, кормовых добавок, сырья кормового. Допустимые уровни содержания стронция-90, цезия-137. Ветеринарные правила и нормы ВП 13.5.13/09-00. (утв. заместителем Председателя Правительства РФ – Министром сельского хозяйства РФ 19.12.2000). Москва, Минсельхозпрод России, 2000.

7. *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.

8. *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.

9. *Спиридонов С.И., Иванов В.В.* Статистическое прогнозирование последствий радиоактивного загрязнения пастбищных сельскохозяйственных угодий // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54. № 6. С. 621-631.

РАБОТЫ ПОБЕДИТЕЛЕЙ КОНКУРСА НА СОИСКАНИЕ ЦЕЛЕВЫХ ПРЕМИЙ ДЛЯ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ И АСПИРАНТОВ ФГБНУ ВНИИРАЭ

Использование сосны обыкновенной в биомониторинге радиационного воздействия

Волкова П.Ю.

В статье представлены краткие итоги многолетнего (2009-2017) эксперимента, проведенного в хронически облучаемых популяциях сосны обыкновенной с целью идентификации основных биологических процессов, вовлечённых в адаптацию радиочувствительных древесных растений к хроническому радиационному воздействию.

Сосна обыкновенная, ионизирующее излучение, малые дозы, Чернобыль, активность ферментов, генетическая структура, метилирование ДНК, антиоксиданты, экспрессия генов

Известно, что лесные экосистемы уязвимы для многих физических, химических и биологических стрессов, что приводит к постепенной утрате биологического разнообразия в них [1]. Представители Хвойных являются крайне чувствительными к радиационному воздействию организмами, при этом их функции в экосистеме часто можно рассматривать как средообразующие. Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.) широко распространена в Северной Евразии и является одним из основных референтных видов в современной системе радиационной защиты окружающей среды [2]. Таким образом, оценка последствий хронического облучения для популяций сосен, произрастающих на территориях, загрязненных в результате Чернобыльской аварии, является актуальной научной задачей.

Материалы и методы

Экспериментальные популяции сосны растут в наиболее радиоактивно загрязненных районах Брянской области России и Гомельской области Беларуси. Подробное описание месторасположения участков, особенностей пробоотбора и оценок дозовых нагрузок дано в [3, 4]. Для проведения экспериментов использовали семена и хвою сосны обыкновенной с семи экспериментальных и двух контрольных незагрязненных участков. Поглощенные кронами деревьев дозы варьировали в зависимости от года исследования, но не превышали 130 мГр/год на наиболее загрязненных участках.

Анализ упоминающихся в статье показателей подробно описан в следующих публикациях: электрофоретический анализ изоферментов и анализ активности ферментов в [4, 5]; анализ концентраций антиоксидантов и малонового диальдегида в [4]; AFLP-анализ и анализ полногеномного метилирования в [6]. Выделение общей РНК для транскриптомного анализа проводили с использованием модифицированного протокола набора для выделения РНК GeneJET (Thermo Fisher Scientific). Образцы были секвенированы на платформе Illumina HiSeq 2500 с парными прочтениями 100 п.о. (неопубликованные данные).

Изменения в генетической структуре и эпигеноме хронически облучаемых популяций сосны обыкновенной

Ионизирующее излучение провоцирует возникновение мутаций в геномах облучаемых организмов, что в случае относительно невысоких уровней воздействия может рассматриваться как микроэволюционный фактор, изменяющий генетическую структуру хронически облучаемых популяций. Анализ изоферментного полиморфизма позволил выявить повышенную частоту мутаций в изоферментных локусах хронически

облучаемых популяций сосны [4, 5]. При этом частота мутаций показала сильную корреляцию с уровнем радиационного воздействия на экспериментальных участках (r = 0,99, p <0,001). Это подтверждает высокую чувствительность локусов, кодирующих изоферменты, к ионизирующему излучению. Используя два типа маркеров (изоферментные и AFLP-маркеры) мы также показали, что хроническое облучение вносит вклад в генетическую дифференциацию исследуемых популяций [4, 6].

Высокие частоты мутаций, характерные для растений, обитающих в радиоактивно загрязненных районах, могут привести к ускорению микроэволюционных процессов в популяциях [7, 8]. При этом быстрая адаптация к стрессовым условиям, по-видимому, включает в себя эпигенетические изменения, затрагивающие активность определенных генов. Эпигенетическая регуляция экспрессии генов в ответ на хроническое облучение особенно важна для долгоживущих организмов со сложным жизненным циклом, таких как сосна, поскольку она позволяет растениям проявлять фенотипическую пластичность без изменений последовательности ДНК. Среди различных эпигенетических механизмов метилирование генома является одним из вероятных подходов к предотвращению нестабильности генома в условиях чернобыльской зоны. Мы обнаружили возрастание среднего уровня полногеномного метилирования во всех облучаемых популяциях, где оно было увеличено на 0,6-3,0 % по сравнению с контролем [6]. При этом процент метилированного цитозина в геномах сосны не коррелировал с уровнем радиационного воздействия (r = -0,13, p = 0,76). Такой характер метилирования генома в хронически облучаемых популяциях сосны может быть связан с возможной ролью транспозонов в эволюции генома хвойных. Растения обычно имеют высокий уровень метилирования генома, при этом метильные метки, главным образом, концентрируются в регионах, содержащих повторяющиеся последовательности и транспозоны [9], так как метилирование транспозонов является важным способом контроля их активности [10].

Концентрации антиоксидантов, окислительный стресс и экспрессия генов в хронически облучаемых популяциях сосны обыкновенной

Хроническое радиационное воздействие приводит к повышенной продукции экзо- и эндогенных активных форм кислорода (АФК), которые могут привести к развитию в клетках окислительного стресса. Для контроля баланса АФК растения обладают развитой антиоксидантной системой, позволяющей поддерживать окислительно-восстановительный гомеостаз клетки. Концентрации низкомолекулярных антиоксидантов в иглах экспериментальных деревьев не коррелируют с уровнем радиационного воздействия. Однако баланс между восстановленным и окисленным глутатионами значительно смещен на наиболее загрязненных экспериментальных участках в Чернобыльской зоне отчуждения, а содержание маркера окислительного стресса (малонового диальдегида) в этих популяциях значимо превышает контрольный уровень [4].

Анализ транскриптома тканей сосны является сложной задачей из-за внушительных размеров геномов хвойных. При этом анализ различий в экспрессии генов между контрольными и хронически облучаемыми популяциями сосны обыкновенной позволяет сделать уникальные выводы о паттернах адаптации к хроническому облучению, присущих экспериментальным популяциям. Мы провели *de novo* сборку транскриптома хвои сосны из экспериментальных популяций, состоящих из молодых деревьев, которые не подвергались острому облучению в 1986 году. Транскриптомные профили указывают (неопубликованные данные), что важную роль в адаптации растений к хроническому облучению играет поддержание редокс- и ионного гомеостазов клетки. Кроме того, были зафиксированы изменения активности транспозонов в геномах облучаемых деревьев. При этом мы не обнаружили изменений в экспрессии генов, участвующих в репарации ДНК.

Заключение

Наблюдаемые в работе биологические эффекты могут быть связаны как с изначальным облучением популяций сосны высокой дозой излучения в 1986 г., так и с длительным хроническим воздействием. Предполагается, что увеличение частоты мутаций в

изоферментных локусах, высокий уровень окислительного стресса на наиболее загрязненных участках и изменения экспрессии генов могут быть связаны с текущими уровнями хронического облучения. Однако эффекты, не зависящие от дозы (такие как дозонезависимое увеличение полногеномного метилирования на радиоактивно загрязненных участках), трудно объяснить исключительно хроническим облучением в низких дозах. Необходимы дополнительные исследования, которые помогут углубить наше понимание реакции биоты на острые и хронические воздействия.

Список литературы

1. *Kozlowski T.T.* Responses of woody plants to human-induced environmental stresses: issues, problems, and strategies for alleviating stress // Critical Reviews in Plant Sciences. 2000. V. 19(2). P. 91-170.

2. ICRP (2009). Publication 108. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. Annals ICRP 38. 2009. P. 1-242.

3. Effects of radioactive contamination on Scots pines in the remote period after the Chernobyl accident / *S. Geras'kin, A. Oudalova, N. Dikareva* [et al.] // Ecotoxicology. 2011. V. 20. P. 1195-1208.

4. *Volkova P.Yu., Geras'kin S.A., Kazakova E.A.* Radiation exposure in the remote period after the Chernobyl accident caused oxidative stress and genetic effects in Scots pine populations // Scientific Reports. 2017. V. 7. P. 43009.

5. *Geras'kin S., Volkova P.* Genetic diversity in Scots pine populations along a radiation exposure gradient // Science of the Total Environment. 2014. V. 439. P. 317-327.

6. 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. P. 105-112.

7. *Geras'kin S.A., Evseeva T.I., Oudalova A.A.* Effects of long-term chronic exposure to radionuclides in plant populations // Journal of Environmental Radioactivity. 2013. V. 121. P. 22-32.

8. Long term effects of Chernobyl contamination on DNA repair function and plant resistance to different biotic and abiotic stress factors / *I. Boubriak, T. Akimkina, V. Polischuk* [et at.] // Cytology and Genetics. 2016. V. 50. P. 381-399.

9. Genes and transposons are differentially methylated in plants, but not in mammals / *P.D. Rabinowicz, L.E. Palmer, B.P. May* [et al.] // Genome Research. 2003. V. 13. P. 2658-2664.

10. *Ikeda Y., Nishimura T.* Nuclear functions in plant transcription, signaling and development // The role of DNA methylation in transposable element silencing and genomic imprinting. New York: Springer Science+Business Media, 2015. Chapter 2. P. 13-29.

Исследование отдаленных последствий радиационной аварии на сосну обыкновенную по морфометрическим параметрам и генетическому полиморфизму

Макаренко Е.С., Удалова А.А., Волкова П.Ю., Гераськин С.А.

В популяциях сосны обыкновенной, произрастающих на территориях, радиоактивно загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС, оценены морфометрические показатели хвои, аномалии пыльцы и параметры генетического разнообразия. Индекс флуктуирующей асимметрии длины хвои, частота аномальной пыльцы, среднее генетическое разнообразие на локус по Неи на большинстве участков, испытывающих радиационное воздействие, значимо превышают уровень контрольных популяций. В Брянской области треххвойные брахибласты обнаружены только в популяциях, произрастающих на радиоактивно загрязненных участках. Зависимости длины и массы хвои, индекса флуктуирующей асимметрии по массе хвои от показателей радиационного воздействия не выявлено. Исследованы морфометрические параметры *Pinus sylvestris* L. второго послеаварийного поколения деревьев, подвергшихся в результате Чернобыльской аварии облучению в дозах 4-5, 10-20 и 80-100 Гр. Изучали изменчивость длины и массы хвои, индекс флуктуирующей асимметрии, высоту дерева и окружность ствола. Длина и масса хвои во втором поколении деревьев были значимо выше, чем в контрольной группе. Индекс флуктуирующей асимметрии хвои не отличался от уровня контрольной группы.

Сосна обыкновенная, хроническое облучение, хвоя, пыльца, Чернобыльская авария

Проблема оценки отдаленных последствий увеличивающегося техногенного воздействия является одной из ключевых в современной биологии и экологии. В результате аварии на Чернобыльской АЭС в наибольшей степени подверглись радиоактивному загрязнению территории Республики Беларусь и Украины, а в Российской Федерации Брянской области.

Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.) является хорошим объектом для радиобиологических исследований, благодаря широкому распространению, высокой радиочувствительности, сильной стрессовой реакции и долгой истории экологических, генетических и радиобиологических исследований. Сосна обыкновенная включена в число референтных растений и животных, рекомендованных Международной комиссией по радиационной защите (МКРЗ) при оценке последствий облучения для природных экосистем [1].

Наша научная группа проводит исследования последствий хронического радиационного воздействия на популяции сосны в дальней зоне Чернобыльской аварии с 2003 г. по настоящее время [2-7]. Уже были отработаны многочисленные методики определения биологических показателей, таких, как частота аберрантных клеток в корневой меристеме проростков семян и в интеркалярной меристеме хвои, изучения спектра цитогенетических нарушений, радиочувствительности семян, репродуктивного потенциала популяций в зависимости от погодных условий, частоты мутаций и полиморфизма изоферментных локусов. Поэтому целью настоящей работы стало изучение морфометрических показателей хвои, морфологических особенностей пыльцы и генетического полиморфизма природных популяций сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в радиоактивно загрязненных районах Брянской и Гомельской областей, а также изучение второго послеаварийного поколения сосны обыкновенной из ближней зоны Чернобыльской АЭС по морфометрическим показателям.

Материалы и методы

Для изучения природных популяций на радиоактивно загрязненных территориях исследовали сосну обыкновенную, произрастающую в наиболее пострадавших от Чернобыльской аварии районах России и Беларуси. В Брянской области исследования проводили с 2011 по 2016 гг. на 4-х участках в Новозыбковском, Клинцовском и Красногорском районах, а также на 2-х контрольных участках (К и К1), расположенных в Выгоничском и Унечском районах. На территории Полесского Государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ) в 2015-2016 гг. исследовали еще 3 экспериментальных участка, находящихся в Хойникском и

Брагинском районах Гомельской области Республики Беларусь.

Основным дозообразующим радионуклидом на изучаемых территориях является ^{137}Cs, его удельная активность в почве на глубине 0-5 см составляет 36-66300 Бк/кг, а в шишках – 207-14000 Бк/кг. Импактные площадки Гомельской области характеризуются высокими концентрациями α-, β- и γ-излучающих радионуклидов ^{238,239,240,241}Pu, ^{241}Am, ^{90}Sr, ^{137}Cs, а участки Брянской области – только ^{90}Sr и ^{137}Cs. Согласно проведенным в 2016 г. измерениям средняя мощность экспозиционной дозы (МЭД) на радиоактивно загрязненных участках меняется в пределах 34-359 мкР/ч, на референтном участке – 12 мкР/ч. Расчетные значения мощности поглощенной дозы в кронах сосновых деревьев, полученные с помощью дозиметрической модели [4], составили 0,028 (К), 0,23 (К1), 10,0 (ВИУА), 19,4 (СБ), 33,1 (ЗП), 38,6 (ЗК) мГр/год в Брянской области, 18,7 (Кож), 101,7 (Кул) и 128.5 (Мас) мГр/год в Гомельской области. Все пробные площадки характеризуются гомогенным древостоем и однородными климатическими условиями, содержание тяжелых металлов в почве не превышает ПДК [2].

Отбор двухлетней хвои проводили в 2011, 2013, 2014, 2016 гг. с 15 деревьев на каждом участке по 20, 40, 40 и 40 пар хвоинок соответственно. Оценивали следующие показатели хвои: масса, длина, индекс флуктуирующей асимметрии (ФА), поражение хвои некрозом, морфозы. Методика оценки исследуемых параметров подробно описана в работе [8]. Индекс ФА хвои по длине и массе хвоинок рассчитывали по методике [9]. Таким образом, за все годы работы было изучено 14400 пар хвоинок.

Пыльцу сосны собирали в середине мая 2013, 2014, 2016 гг. с 15-16 деревьев по 10-30 стробилов с дерева, хранили с $CaCl_2$ в холодильнике. Исследование проводили на микроскопе SK-14 при увеличении в 120 раз. Для анализа качества пыльцы проводили окрашивание раствором йода. Просматривали по 750 пыльцевых зерен (п.з.) для каждого дерева, суммарное количество проанализированных пыльцевых зерен на участке 11250 штук. За все годы работы частота тератоморфных форм пыльцы была оценена на 236250 п.з.

Для оценки генетического полиморфизма хвою сосны отбирали в 2015 г. по 5 хвоинок с 15-20 деревьев в каждой из 8 популяций. Для выделения ДНК хвою гомогенизировали в жидком азоте, затем использовали набор для колоночного выделения ДНК. Концентрацию и степень очистки ДНК определяли на спектрофотометре. Исследование генетического полиморфизма амплифицированных фрагментов проводили по стандартной методике [10] с модификациями, подробно описанными в [7]. Анализ ПЦР-продуктов был проведен методом капиллярного электрофореза.

При исследовании саженцев сосны обыкновенной, являющихся вторым поколением деревьев из ближней зоны аварии на ЧАЭС, использовались молодые деревья, которые выращивались в питомнике и никогда не подвергались радиационному воздействию. Первое поколение деревьев произрастало в условиях хронического радиационного воздействия. Исследуемые деревца объединены в дозовые группы в соответствии с радиационными нагрузками на родительские популяции, которые составляли 4-5, 10-20 и 80-100 Гр на 01.06.1986 г. Контрольная группа деревьев располагается недалеко от экспериментальной группы и сходна с ними по возрасту. В контроле проанализировано 28-32 деревьев, а в импактной группе – 30-33 растения.

Изучали морфометрические показатели хвои (длину, массу, индекс флуктуирующей асимметрии), частоту поражения некрозом, а также высоту и окружность ствола саженцев. Для анализа отбирали однолетнюю хвою 2011-2015 гг. (по 10, 15, 20, 20, 20 хвоинок с каждого дерева соответственно). Высоту наземной части и окружность ствола измеряли в 2011, 2012, 2014 гг. Методика подробно описана в работе [11].

Статистическую обработку данных проводили с помощью пакета прикладных программ MS Excel. Данные были проверены по критериям Диксона [12] и Граббса [13] на наличие выбросов. Проверка на нормальность распределения была проведена с помощью *W*-теста Шапиро-Уилка в Statistica 8.0. Для определения значимости различий между средними значениями у второго послеаварийного поколения деревьев и длины хвои у сосен, произрастающих в условиях хронического облучения, использовали *t*-тест Стьюдента, для всех остальных показателей использовали критерий Манна-Уитни

в Statistica 8.0. Проведен корреляционный анализ зависимости исследуемых параметров от дозовой нагрузки.

Результаты и обсуждение

Настоящая работа продемонстрировала, что на наименее загрязненных участках могут наблюдаться статистически значимые колебания длины хвои по сравнению с контрольным уровнем [14]. Видимо, на растения данных участков оказывают влияние иные факторы, среди которых важное место могут занимать метеорологические условия. При изучении зависимости длины хвои от показателей радиационного воздействия обнаружена только одна статистически значимая корреляция: в 2016 г. длина хвои уменьшалась с увеличением поглощенной дозы от β-излучающих радионуклидов. Анализ массы хвои показал, что в отдельных случаях наблюдается ее увеличение относительно контрольной популяции К. В 2013 г. такое увеличение имело место на всех участках. При этом зависимость массы хвоинок от показателей, характеризующих радиационную обстановку на изученной территории, не выявлена. Таким образом, на импактных участках хвоя сосны является, в основном, более короткой и более тяжелой, чем в контрольных популяциях. Возможно, это адаптивная реакция неспецифического характера на изменение условий окружающей среды. Данное явление встречалось и в других работах [15-17].

С использованием данных о длине и массе парных хвоинок были вычислены соответствующие индексы ФА. Индекс ФА по длине значимо превышал контрольный уровень на площадках Брянской области с максимальными уровнями радиоактивного загрязнения на протяжении трех лет исследования [14]. В 2011 и 2013 г. обнаружена зависимость индекса ФА по длине хвои от показателей радиационного воздействия: суммарной годовой дозы (r=0,87; p <0,05) и дозы, полученной от β-излучающих радионуклидов (r=0,91; p <0,05) в 2011 г. Выявлена корреляция на уровне тенденции данного показателя в 2013 г. для суммарной годовой дозы (r=0,79; p=0,06), а также высокозначимая корреляция с дозой от β-излучающих радионуклидов (r=0,93; p <0,01). В отличие от индекса ФА по длине хвои этот же индекс, оцененный по массе парных хвоинок, за некоторым исключением, не отличается от контрольного уровня и не имеет зависимости от показателей радиационного воздействия во все годы исследования.

Частота сильно поврежденной некрозом хвои значимо повышена относительно контрольного уровня на наиболее радиоактивно загрязненном участке Брянской области ЗК на протяжении 3-х лет исследования, на наиболее радиоактивно загрязненном участке Гомельской области Мас данный показатель значимо повышен на уровне тенденции. Зависимость между частотой встречаемости здоровой и слабо пораженной некрозом хвои и радиационными характеристиками участков была выявлена только в 2011 г. [8]. Возможно, это связано с сочетанным действием радиационного воздействия и погодных факторов, так как предыдущий 2010 г., когда формировалась анализируемая хвоя, был аномально жарким.

Известно, что при облучении в высоких дозах у растений могут возникать морфозы вегетативных органов. Один из характерных морфозов у сосны обыкновенной – треххвойные брахибласты. В исследуемых популяциях эти аномалии были обнаружены только на импактных участках в 2013 и 2014 гг. [8]. Их частота невысока, но все же на наиболее радиоактивно загрязненных участках превышает спонтанный уровень, указанный в литературе [18], до 5 раз.

Таким образом, изучение морфологических и морфометрических показателей хвои показало на радиоактивно загрязненных участках повышенный уровень индекса флуктуирующей асимметрии по длине, некротированности хвои, морфозов.

Пыльцевое зерно (п.з.) сосны обыкновенной в норме имеет тело и два симметрично расположенных и одинаковых по размеру воздушных мешка. При изучении аномалий развития пыльцы сосны обыкновенной были выявлены следующие аномальные формы: п.з. линзовидной формы, деградирующая пыльца, п.з. с редуцированными воздушными мешками, п.з. с редуцированным телом, пыльца с утонченной экзиной, п.з. с одним, тремя или четырьмя воздушными мешками, гипертрофированное (диплоидное) пыльцевое зерно, п.з. воротничковой формы, разномешковые п.з. Наибольший вклад вносит пыльца линзовидной формы, частота которой значимо возрастает с

радиационными характеристиками в 2014 и 2016 гг.

Частоты встречаемости тератоморфной пыльцы в двух референтных популяциях соответствовали уровню естественного полиморфизма у сосны обыкновенной [19]. В 2013 г. на участках ВИУА и СБ частота аномальной пыльцы значимо превышала обе контрольные популяции, по всей видимости, из-за сбора образцов на поздней стадии пыления [20]. В последующие два года значимое превышение контрольного уровня наблюдали на участках ВИУА и ЗП (p <0,05; p <0,01). Популяции, находящиеся на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника, характеризуются намного более высокими частотами аномалий пыльцы (p <0,001). В 2014 г. присутствовала значимая корреляция частоты всех типов тератоморфной пыльцы с суммарной дозой (r=0,82; p<0,05), а в 2016 г. с дозой от β-излучения (r=0,91; p <0,001). На основании полученных данных можно заключить, что хроническое облучение приводит к росту частоты аномальных пыльцевых зерен у *Pinus sylvestris* L., особенно на участках, загрязненных ^{90}Sr.

При изучении генетического полиморфизма в популяциях сосны было обнаружено, что частота полиморфных локусов увеличивается на уровне тенденции при росте суммарной годовой дозы (r=0,65; p=0,08). Среднее генетическое разнообразие на локус по Неи [21] статистически значимо превышает контрольный уровень на участках СБ, ЗП, Кул (p <0,01), Кож (p <0,05). Данный параметр слабо зависит от суммарной дозы, если брать все участки (r=0,62; p=0,10), но если рассматривать только участки Брянской области, то наблюдается значимая зависимость от суммарной дозы (r=0,87; p=0,05) [7].

На основе матрицы генетических расстояний по Неи была построена дендрограмма [7], демонстрирующая выраженную кластеризацию исследуемых популяций по Брянской и Гомельской областям, внутри которых участки четко подразделяются по уровням дозовой нагрузки. Таким образом, радиационное воздействие в малых дозах вносит вклад в кластеризацию популяций, хотя географический фактор играет более существенную роль в генетическом подразделении популяций.

При оценке частоты мутаций мутационным событием считали наличие или отсутствие конкретного ДНК-фрагмента. Наличие фрагмента у единственного дерева в популяции рассматривалось как изменение электрофоретической подвижности, а отсутствие фрагмента в единственном образце в популяции – как нуль-мутация. Основной вклад в пул мутаций вносят нулевые варианты. Если рассмотреть процент, который занимают изменения электрофоретической подвижности, от общего числа мутаций, то обнаруживается значимое превышение относительно контрольного уровня данного показателя на участках ВИУА, ЗП, ЗК, Кул и значимое возрастание с суммарной годовой дозой (r=0,72, p <0,05) [7].

В данной работе выявлены некоторые закономерности формирования ответных реакций растений на реально встречающиеся в современной биосфере уровни техногенного воздействия.

Результаты исследования второго послеаварийного поколения сосны обыкновенной показали, что данные деревья характеризуются значимым (p <0,001) превышением длины и массы хвои относительно контрольного уровня [11]. Отличие индекса флуктуирующей асимметрии и по длине, и по массе от контрольной группы не обнаружено. У второго пострадиационного поколения окружность и высота ствола при дозах 4-5 и 10-20 Гр выше, чем в контрольной группе. Во втором поколении деревьев, испытавших острое радиационное воздействие, получена динамика стимуляции ростовых процессов. Исследования в естественной среде обитания эффектов радиационного воздействия спустя поколения сложны и редки, но способствуют прогнозированию отдаленных последствий облучения.

Заключение

Используемые методы изучения биологических эффектов на сосне обыкновенной, показав высокую чувствительность и воспроизводимость, основываются на использовании их в отечественной и мировой научной литературе. Результаты могут быть использованы для анализа связей исследуемых показателей и факторов внешней среды, а также являются перспективными с точки зрения разработки новых методов оценки состояния окружающей среды. Показано, что

оценка морфологических параметров хвои и пыльцы, а также анализ генетического полиморфизма являются информативными методами оценки состояния популяций сосны в условиях хронического низкодозового воздействия.

Литература

1. (ICRP 2008) Environmental protection: the concept and use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108 // Ann. ICRP. 2008. V. 38. № 4–6.

2. Цитогенетические эффекты в популяциях сосны обыкновенной из районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС / *С.А. Гераськин, Н.С. Дикарева, А.А. Удалова* [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2008. Т. 48. № 5. С. 584–595.

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

4. Cytogenetic damage and reproductive effects in Scots pine populations affected by the Chernobyl accident / *S.A. Geras'kin, A.A. Oudalova, N.S. Dikareva* [et al.] // Ecotoxicology. 2011. V. 20. P. 1195-1208.

5. Influence of long-term chronic exposure and weather conditions on Scots pine populations / *S. Geras'kin, D. Vasiliyev, E. Makarenko* [et al.] // Environmental Science and Pollution Research. 2017. V. 24. № 12. P. 11240-11253.

6. *Volkova P.Yu., Geras'kin S.A., Kazakova E.A.* Radiation exposure in the remote period after the Chernobyl accident caused oxidative stress and genetic effects in Scots pine populations // Scientific Reports. 2017. V. 7. P. 43009.

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

8. *Makarenko E.S., Oudalova A.A., Geras'kin S.A.* Morphometric indices of Scots pine needle under chronic radiation exposure // Contemporary Problems of Ecology. 2017a. V. 10. № 7. P. 761-769.

9. *Kozlov M.V., Niemela P., Junttila J.* Needle fluctuating asymmetry is a sensitive indicator of pollution impact on Scots pine (*Pinus sylvestris*) // Ecological Indicators. 2002b. V. 1. P. 271-277.

10. AFLP: new technique for DNA fingerprinting / *P. Vos, R. Hagers, M. Bleeker* [et al.] // Nucleic Acids Research. 1995. V. 23. P. 4407-4414.

11. *Makarenko E.S., Oudalova A.A.* Assessment of morphometric indices in the second generation of Scots pine trees in the Chernobyl exclusion zone // Russian Journal of Genetics: Applied Research. 2017. V. 7. № 2. P. 170-171.

12. *Спирин Н.А., Лавров В.В.* Методы планирования и обработки результатов инженерного эксперимента: Конспект лекций (отдельные главы из учебника для вузов) / под общ. ред. Н.А. Спирина. Екатеринбург: ГОУ ВПО УГТУ-УПИ, 2004. 257 с.

13. *Шушкевич Т.В.* Основы метрологии. Часть II: учебное пособие. Таганрог: Изд-во ТТИ ЮФУ, 2013. 72 с.

14. *Makarenko E.S., Oudalova A.A., Geras'kin S.A.* Morphometric measurements of Scots pine needles from radioactively contaminated area // XIII International youth scientific and practical conference «Future of atomic energy – AtomFuture 2017», KnE Engineering. 2017b. P. 8-13.

15. *Sparrow A.H., Woodwell G.M.* Prediction of the sensitivity of plants to chronic gamma irradiation // Radiation Botany. 1962. V. 2. P. 9-26.

16. *Тихомиров Ф.А.* Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М.: Наука, 1972. 176 с.

17. *Козубов Г.М., Патов А.П., Кузин Е.А.* Биометрические исследования вегетативных побегов сосны и ели при хроническом облучении // Труды Коми научного центра УрО РАН. 1993. С. 105-117.

18. *Boratynska K., Boratynski A.* Occurrence of three-needle dwarf shoots on European species of the genus *Pinus* (*Pinaceae*) // Plant Biosystems. 2006. V. 140. №. 1. P. 21-26.

19. *Дзюба О.Ф., Куликова Н.К., Токарев П.И.* О естественном полиморфизме пыльцы *Pinus silvestris* L. в связи с некоторыми проблемами палеопалинологии // Материалы XI Всероссийской палинологической конференции «Палинология: теория и практика». 2005. С. 65-68.

20. *Макаренко Е.С., Удалова А.А.* Пыльца сосны обыкновенной, произрастающей на радиоактивно загрязненных территориях // Современные проблемы радиобиологии и радиоэкологии: сборник докладов молодежного круглого стола в рамках XLVI международных радиоэкологических чтений, посвященных действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Клечковскому. 2017. С. 80-84.

21. *Nei M.* Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals // Genetics. 1978. V. 89. P. 583-590.

95 лет академику Н.А. Корнееву

5 мая 2018 года исполнилось 95 лет со дня рождения и 70 лет трудовой деятельности академика РАН, доктора биологических наук, профессора, Заслуженного деятеля науки РФ, Лауреата Государственной премии СССР, видного ученого в области сельскохозяйственной радиологии, радиоэкологии и кормопроизводства – Корнеева Николая Андреевича!

Корнеев Николай Андреевич родился 5 мая 1923 г., в селе Трескино Пензенской губернии. В июне 1941 года стал курсантом Севастопольского военно-морского училища береговой обороны, а уже в ноябре этого же года он был тяжело ранен в боях за Севастополь. После излечения и демобилизации в 1943 году поступил и в 1948 году окончил Московскую сельскохозяйственную академию имени К.А. Тимирязева.

Работая с 1948 по 1956 год на Уральской областной сельскохозяйственной опытной станции (Казахстан), он сформулировал ряд предложений по стабилизации кормовой базы региона, сыгравших важную роль в период интенсивной распашки целинных и залежных земель. Работы по кормопроизводству, агротехническим приемам, изучение естественных сенокосов и пастбищ были продолжены им в 1956-1960 годах в качестве заведующего лабораторией и заместителя директора на Владимирской сельскохозяйственной опытной станции. Апробирование метода меченых атомов на станции при изучении фосфорного питания растений позволило выйти на Клечковского В.М., который в то время заведовал кафедрой агрохимии в Тимирязевской сельскохозяйственной академии.

1960 год оказался поворотным в научной биографии Николая Корнеева: его назначают начальником Опытной научно-исследовательской станции (ОНИС) химкомбината «Маяк» (Южный Урал), где в 1957 году произошла крупнейшая в атомной промышленности авария. Под руководством Корнеева

Н.А. развернулись широкомасштабные радиоэкологические исследования и были разработаны мероприятия по организации производства сельскохозяйственной продукции, соответствующей радиологическим стандартам (такого опыта тогда практически не было). Научное руководство программой работ ОНИС по сельскохозяйственной и общей радиоэкологии осуществлял академик Клечковский В.М. – выдающийся ученый с исключительно широкими научными интересами. В 1964 году Н.А. Корнеевым с соавторами (под редакцией В.М. Клечковского) подготовлены «Рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства на территории с повышенной радиоактивностью», не имевшие мировых аналогов.

С 1969 по 1973 год Корнеев работал заместителем директора Всесоюзного научно-

исследовательского института кормов имени Вильямса, где продолжил исследования по кормопроизводству с использованием достижений радиологии (в частности, методов радионуклидных индикаторов).

В 1973 году Корнеев назначается директором Всесоюзного научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии (ныне ВНИИРАЭ), который он возглавлял более пятнадцати лет и внес большой вклад в его становление и развитие – можно сказать, создал его с нуля.

Научный и практический опыт Н.А. Корнеева был востребован после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. Н.А. Корнеев, возглавляя Комиссию научных экспертов по сельскохозяйственной радиологии Госагропрома СССР, осуществлял руководство комплексными радиоэкологическими исследованиями, направленными на ликвидацию последствий этой крупнейшей в мире радиационной катастрофы. Под его руководством разработана система ведения АПК в загрязненных зонах, внедренная на значительных площадях России, Беларуси и Украины.

Результаты работ Н.А. Корнеева обобщены в серии монографий, которые являются основополагающими в сельскохозяйственной радиологии.

Плодотворная 70-летняя научно-организационная деятельность Николая Андреевича Корнеева отмечена высокими наградами страны: он удостоен звания лауреата Государственной премии СССР, награжден орденами «Знак Почета», «Трудового Красного Знамени», «Дружбы народов». Ему присвоено почетное звание «Заслуженный деятель науки Российской Федерации», звание «Почетный гражданин города Обнинска».

В 2002 г. решением Президиума Россельхозакадемии Н.А. Корнееву первому присуждена Золотая медаль им. В.М. Клечковского – достойному ученику и преемнику учителя.

В 2009 году Н.А. Корнеев оказал ключевое влияние на принятие государственного решения о создании музея первой в мире Обнинской АЭС.

Однако есть среди многочисленных наград академика и боевые награды – орден Отечественной войны I степени и медаль «За отвагу», которой он был удостоен за оборону Севастополя. Н.А. Корнеев – Ветеран Великой Отечественной войны, участник обороны Севастополя.

Жизнь Н.А. Корнеева – пример честного и бескорыстного служения Родине, которую он защищал в годы войны и ради процветания которой более 60 лет посвятил сельскохозяйственной радиологии, получив, кроме званий и наград, несоизмеримо большее: признательность, искреннее уважение и любовь учеников и коллег.

В свои 95 лет академик Николай Андреевич Корнеев продолжает работать и служить любимой науке в родном институте в должности главного научного сотрудника.

Памяти академика Р.М. Алексахина

2 мая 2018 года ушел из жизни научный руководитель ФГБНУ ВНИИРАЭ, академик РАН Рудольф Михайлович Алексахин.

Алексахин Рудольф Михайлович – доктор биологических наук, профессор, действительный член Российской академии наук, заслуженный деятель науки Российской Федерации, крупный ученый в области радиобиологии и радиоэкологии. С его именем связано решение важных государственных проблем по преодолению последствий радиоактивного загрязнения природных и аграрных экосистем.

Алексахин Р.М. родился 15 декабря 1936 г. в г. Калининграде (ныне г. Королев) Московской области. В 1959 г. закончил биолого-почвенный факультет МГУ. Работал на кафедре биофизики этого факультета (1959-1961), в лаборатории лесоведения АН СССР (1961-1966), в Научно-техническом совете Министерства среднего машиностроения СССР (1966-1975). С 1975 г. трудился во Всероссийском НИИ радиологии и агроэкологии, пройдя путь от старшего научного сотрудника до директора института (до 2014 г. ВНИИСХРАЭ), а с 2015 г. являлся его научным руководителем.

Вся научная деятельность Р.М. Алексахина связана с радиоэкологией, он – фактически ровесник этой научной дисциплины. Он был одним из первых молодых специалистов, прибывших сразу после окончания МГУ в 1959 г. в зону радиационной аварии на ПО «Маяк» (1957 г.) на Южном Урале с выбросом большого количества искусственных средне- и долгоживущих радионуклидов в окружающую среду и образованием Восточно-Уральского радиоактивного следа. На Опытной научно-исследовательской станции химкомбината «Маяк» им проводились уникальные исследования по миграции радионуклидов в лесных биогеоценозах и действию ионизирующих излучений на лесные экосистемы.

В 70-е годы Алексахин Р.М. был участником крупнейшего в Европе эксперимента, выполняемого в натурных условиях, с облучением участка сосново-березового леса (программа «Экос»). По результатам этих исследований в 1989 г. была издана монография «Проблемы лесной радиоэкологии» (под редакцией Алексахина Р.М. и Карабаня Р.Т.).

В монографии были обобщены данные по реакции лесных биогеоценозов на облучение на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа). Рудольф Михайлович активно включился и в выполнение обширной программы по сельскохозяйственной и общей радиоэкологии, которой на Южном Урале руководил академик ВАСХНИЛ В.М. Клечковский. За цикл работ, связанных с решением проблем ликвидации последствий аварии на Южном Урале, был удостоен присуждения Государственной премии СССР (1974 г.).

В период 1989-2015 гг. Р.М. Алексахин работал в должности директора Всероссийского научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии (ВНИИСХР), ныне ВНИИРАЭ. Более чем 30-летний период работы Алексахина связан с ликвидацией последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Он является один из разработчиков рекомендаций по ведению сельскохозяйственного производства на территориях России, Украины, Белоруссии,

подвергшихся радиоактивному загрязнению. Занимался вопросами радиоэкологии почвенно-растительного покрова. Показал роль изотопных и неизотопных носителей радионуклидов в системе почва-растение. Под его руководством выполнен цикл работ по радиоэкологии орошаемого земледелия. За активное участие в ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС Алексахину Р.М. с группой соратников была присуждена Государственная премия Российской Федерации в области науки и техники за создание научных основ агропромышленного производства и внедрение системы защитных мероприятий в зоне аварии (2002 г.).

Р.М. Алексахин активно сотрудничал с ведущими международными организациями в области радиоэкологии, радиационной защиты и безопасности – 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. Творческие встречи Алексахина на международных конференциях и симпозиумах и участие в работе международных организаций позволили ему установить деловые контакты со многими западными учеными в области радиационной безопасности и радиоэкологии.

Авария на японской АЭС «Фукусима Дайичи» в 2011 г. стала третьей, в ликвидации последствий которой Р.М. Алексахин принял участие, выезжая в радиологические центры Японии и в загрязненные районы для консультаций и помощи японским специалистам.

С октября 2015 г. Алексахин Р.М. работал в должности научного руководителя «Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии» (ФГБНУ ВНИИРАЭ). В основу его деятельности входило решение теоретических и практических вопросов по дальнейшему совершенствованию стратегии ведения АПК в условиях растущего техногенеза (выполнение государственной программы научных исследований государственных учреждений на 2013-2020 гг.). Являясь Главным экологом проектного направления «Прорыв» («Росатом»), он сформировал ряд положений в области радиоэкологии ядерной энергетики (энергопроизводство на быстрых реакторах и замыкание ядерного топливного цикла) и внес дополнения в концепцию радиоэкологической эквивалентности при обращении с отработавшим ядерным топливом и захоронением высокоактивных радиоактивных отходов.

Р.М. Алексахин – лауреат Государственной премии СССР (1974 г.) и Государственной премии РФ (2002 г.), заслуженный деятель науки России (1997 г.). Награжден орденом «Дружбы народов» (1987 г.) и орденом Почета (2007 г.). Лауреат премии имени В.Н. Сукачева и Золотой медали имени В.М. Клечковского, лауреат медалей и премий имени 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 радиоэкологии.

Р.М. Алексахин – автор более 900 научных публикаций, в том числе 22 монографий. Он являлся членом редколлегий 11 научных журналов, членом Президиума НТС и Общественного совета ГК «Росатом», заместителем председателя РНКРЗ, членом бюро Научного совета РАН по радиобиологии. Р.М. Алексахин – академик Национальной академии аграрных наук Украины. Работал в ведущих международных организациях (МАГАТЭ, МКРЗ, НКДАР ООН). С 2001 – являлся членом Исполкома и вице-президентом Международного союза радиоэкологии, членом Британского общества радиологов.

Среди его учеников 27 кандидатов и 19 докторов наук.

Заседание Научного совета секции земледелия, мелиорации, водного и лесного хозяйства Отделения сельскохозяйственных наук РАН по направлению «Радиология и агроэкология» (26 апреля 2018 г., г. Обнинск)

26 апреля 2018 г. в ФГБНУ ВНИИРАЭ состоялось I заседание Научного совета секции земледелия, мелиорации, водного и лесного хозяйства Отделения сельскохозяйственных наук РАН по направлению «Радиология и агроэкология».

В заседании совета приняли участие более 50 ученых-специалистов в области радиоэкологии. Заседание Научного совета прошло в соответствии с заявленной Программой. В приветственном слове Вице-президента РАН Донник Ирины Михайловны были озвучены проблемы современной науки, вопросы адаптации ученых коллективов к новым требованиям, существенной перестройки работы, необходимость активного участия в конкурсах на получение ГРАНТов, повышение уровня публикационной активности с упором на «прорывные» темы.

На заседании рассматривались вопросы обеспечения условий безопасного проживания населения и возврата к условиям нормальной жизнедеятельности приграничных территорий России и Беларуси.

Панов А.В. (ФГБНУ ВНИИРАЭ) выступил с докладом «32 года после Чернобыля: итоги, нерешенные проблемы», Прудников П.В. (ФГБУ «Брянскагрохимрадиология») поделился информацией о радиационной обстановке в сельском хозяйстве Брянской области в отдаленный период после аварии на ЧАЭС.

Несколько докладов были посвящены совместной научной деятельности России и Беларуси в области радиоэкологических исследований: Санжарова Н.И. (ФГБНУ ВНИИРАЭ) рассказала о перспективах Программы совместной деятельности России и Беларуси в области реабилитации сельскохозяйственных территорий, а Каткова М.Н. (НПО «Тайфун») представила доклад «Радиационный мониторинг Росгидромета после аварии на ЧАЭС: перспективы совместной деятельности России и Беларуси в рамках Союзного государства», Раздайводин А.Н. (ФБУ ВНИИЛМ) сообщил о проблемах реабилитации лесов Союзного государства в зонах радиоактивного загрязнения и перспективах их совместного решения программно-целевым методом.

Большой интерес вызвал доклад Фесенко С.В. (ФГБНУ ВНИИРАЭ) на тему: «Сравнительный анализ радиоэкологических последствий от аварии на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима». Новые подходы к достижению нейтрального баланса деградации земель изложены в выступлении Мелихова В.В. (ФГБНУ ВНИИОЗ).

В докладе директора ФГБНУ ВНИИРАЭ Санжаровой Н.И. рассмотрены перспективные направления исследований по сельскохозяйственной радиобиологии и агроэкологии в рамках подготовки предложений по развитию фундаментальных исследований в РФ на долгосрочный период.

Обсуждение показало, что разработки в области сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии являются приоритетным междисциплинарным направлением развития науки и технологий, которое решает как фундаментальные задачи изучения механизмов взаимодействия биологических компонентов агроэкосистем и техногенных факторов различной природы (физических, химических, климатических), так и обеспечивает создание широкого спектра технологий, направленных на экологизацию, интенсификацию и повышение конкурентоспособности сельскохозяйственного производства РФ.

С.И. Санжарова, Е.В. Гордиенко

Международная конференция «Радиационные технологии в сельском хозяйстве и пищевой промышленности: состояние и перспективы» (26-28 сентября 2018 года, г. Обнинск)

Международная научно-практическая конференция «Радиационные технологии в сельском хозяйстве и пищевой промышленности: состояние и перспективы», организованная ФГБНУ ВНИИ радиологии и агроэкологии, состоялась 26-28 сентября 2018 года в г. Обнинске. Организаторами данного форума также выступили Президиум и институты отделений Российской академии наук, а партнерами: Администрация г. Обнинска, Калужский кластер ядерных технологий, научно-производственные предприятия ГК «Росатом», инновационные предприятия.

Одной из мировых проблем являются глобальные потери продуктов питания, достигающие 30% на пути от производителя к потребителю. Основные причины потерь связаны с поражением культур насекомыми-вредителями и болезнями, преждевременным прорастанием клубне- и корнеплодов, бактериальной порчей продуктов. Сокращение потерь является одним из существенных резервов повышения эффективности производства. Для ответа на современные глобальные вызовы необходимо внедрение экологически безопасных технологий, среди которых наиболее перспективными являются технологии с применением физических факторов, в частности, ионизирующего и неионизирующего излучений. Технологии облучения требуют меньших затрат энергии, заменяют или резко снижают использование химических препаратов, исключают загрязнение окружающей среды, а также поступление токсикантов в пищевую продукцию, а также могут быть использованы для повышения урожайности, увеличения сроков хранения продукции, уничтожения патогенной микрофлоры и насекомых-вредителей, сокращения потерь при хранении плодов и овощей, удлинения сроков реализации продуктов, стерилизации рационов для армии и т.п.

Применение технологий с использованием физических факторов базируется на

междисциплинарных фундаментальных исследованиях на стыке физических, биологических, химических и сельскохозяйственных наук. В настоящее время наступил период активной коммерциализации технологий, дальнейшее внедрение которых будет определяться технологическим развитием, конкурентоспособностью, экономической оправданностью и экологической безопасностью. На первой такого рода конференции обсуждались научные достижения и накопленный опыт по применению радиационных технологий при производстве, хранении и переработке сельскохозяйственной и пищевой продукции.

В работе конференции приняли участие около 200 ученых и специалистов из России, Беларуси, Казахстана, Азербайджана, Узбекистана, Бразилии, Вьетнама. Были представлены: более 50 научных институтов и центров Российской академии наук и ведущих образовательных учреждений России, Институт Радиационных Проблем НАН Азербайджана, Институт ядерной физики и Институт радиационной безопасности и экологии РГП НЯЦ Республики Казахстан, Институт ядерной физики АН Республики Узбекистан, Объединенный институт энергетических и ядерных исследований НАН Республики Беларусь и др. В работе конференции активное участие приняли и более десяти производственных и коммерческих организаций Российской Федерации.

К началу конференции был опубликован Сборник докладов (Обнинск. ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2018. – 356 с.:ил.). На пленарной сессии и в работе круглых столов было заслушано 57 устных, представлено 25 стендовых и 20 заочных докладов от научно-исследовательских учреждений, производственных и коммерческих организаций.

На конференции обсуждался широкий круг вопросов применения ионизирующего излучения и других физических факторов в сельском хозяйстве и пищевой промышленности, включая:

- фундаментальные исследования по изучению действия различных видов излучений на микроорганизмы, возбудителей болезней, насекомых-вредителей, растения, животных
- технические средства и установки для радиационной обработки продукции. Опыт создания облучательских центров;
- дозиметрия и радиационная безопасность, аппаратурно-методическое и программное обеспечение;

- эффективность применения облучения при обработке различных видов сельскохозяйственной и пищевой продукции. безопасность и качество продукции;

- проблемы нормирования: международные и национальные нормативно-методические документы;

- применение различных физических методов и комбинированных технологий для обработки сельскохозяйственной и пищевой продукции.

Работа конференции показала, что развитие и внедрение технологий с использованием ионизирующего излучения может стать одним из направлений как приоритетного развития высокопродуктивного и экологически чистого сельского хозяйства, так и в достижении результатов обеспечения качества пищевой продукции. Для решения этих проблем могут быть разработаны и внедрены эффективные технологии с применением других физических факторов таких, как ультрафиолет, лазерное и электромагнитное излучение, электрические и магнитные поля, низкотемпературная плазма. Значительные разработки имеются также по технологиям комбинированного применения физических факторов и химических технологий.

По результатам обсуждения на конференции было принято решение о необходимости межведомственной кооперации и целесообразности формирования комплексной научно-технической программы и в рамках нее проекты, включающие в себя все этапы инновационного цикла: от получения новых фундаментальных знаний до их практического использования, создания технологий, продуктов и услуг и их выхода на рынок. Настоящий уровень отечественных разработок обеспечивает возможность технологического прорыва в области применения радиационных технологий.

С.И. Санжарова, О.А. Шубина, О.Э. Пронина

О XLVII международных радиоэкологических чтениях, посвященных действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Клечковскому (14 декабря 2018, г. Обнинск)

14 декабря 2018 г. в Обнинске во Всероссийском научно-исследовательском институте радиологии и агроэкологии состоялись очередные XLVII Международные Радиоэкологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Клечковскому.

Радиоэкологические Чтения В.М. Клечковского проводятся ФГБНУ ВНИИРАЭ ежегодно, начиная с 1972 г. Организатором, вдохновителем и бессменным руководителем Чтений на протяжении многих лет являлся академик РАН Рудольф Михайлович Алексахин. Чтения всегда посвящались наиболее важным и актуальным проблемам радиоэкологии, радиационной безопасности и радиационной защиты; проблемам ликвидации аварий Южном Урале, ЧАЭС, Фукусиме, а также проблемам Семипалатинского полигона, то есть каждая тематика была наиболее острой и актуальной в тот или иной период времени.

В 2018 г. организационным комитетом принято решение XLVII международные чтения В.М. Клечковского посвятить памяти Р.М. Алексахина.

Тематика Чтений: «Экспериментальная радиоэкология – основа радиационной безопасности окружающей среды» непосредственно связана с деятельностью Р.М. Алексахина.

В работе Чтений приняло участие более 100 ученых и специалистов из различных организаций Российской Федерации и стран СНГ (ФГБНУ ВНИИРАЭ, АН Республики Татарстан, НПО «Тайфун», ИБРАЭ РАН, ИТЦП «Прорыв», ФИЦ «Немчиновка», МГУ им. Ломоносова, ВНИИЛМ, ИАТЭ НИЯУ МИФИ, ФМБЦ им. А.И. Бурназяна, КНИИПТИ, Коми Научный центр УрО РАН, Национальный ядерный центр Республики Казахстан и т.д.).

Во вступительном слове заместитель директора А.В. Панов изложил ключевые этапы жизненного пути академика Р.М.Алексахина, основные направления научной деятельности и его заслуги.

В рамках Чтений представлено 4 научных доклада по направлениям, наиболее близким Р.М. Алексахину:

- «Рудольф Михайлович Алексахин: основы радиоэкологии леса» (*д.б.н., проф. Фесенко С.В., ФГБНУ ВНИИРАЭ, Обнинск);*

– «Особенности биологического круговорота ^{137}Cs и изотопов калия в лесных и агрофитоценозах северной лесостепи в

отдаленный период чернобыльских выпадений» (д.б.н. **А.И. Щеглов**, к.б.н. О.Б. Цветнова, *МГУ им М.В. Ломоносова, Москва)*;

– «Радиоэкологические оценки в обосновании новых ядерно-энергетических объектов и систем» (д.б.н, проф. **Спиридонов С.И.,** ФГБНУ *ВНИИРАЭ, Обнинск);*

– «Актуальные радиоэкологические проблемы мест проведения мирных ядерных взрывов в СССР» (д.б.н. **Лукашенко С.Н.**, *ФГБНУ ВНИИРАЭ, Обнинск).*

Участники конференции поделились воспоминаниями о совместных работах с Р.М. Алексахиным, встречах и памятных событиях, связанных с ним.

С.И. Санжарова, О.Э. Пронина

Анонсы конференций:

Международная молодежная конференция "Современные проблемы радиобиологии, радиоэкологии и агроэкологии" – 3-4 октября 2019, г. Обнинск, ФГБНУ ВНИИРАЭ

XLVIII международные радиоэкологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Клечковскому – 4 декабря 2019, г. Обнинск, ФГБНУ ВНИИРАЭ

Труды ФГБНУ ВНИИРАЭ

Выпуск 1

Научное издание

Актуальные вопросы радиоэкологии

Под редакцией члена-корреспондента РАН Н.И. Санжаровой

ISBN 978-5-903386-54-3

9 785903 386543

Компьютерная верстка Шубина О.А.

Подписано в печать 21.12.2018 г.
Формат 60x90 1/8. Гарнитура PT Serif, Calibri
Усл. печ. л. 21,25. Тираж 350 экз. Заказ 39.

Издательство ФГБНУ ВНИИРАЭ
249032, г. Обнинск, Киевское шоссе, 109 км