

На правах рукописи

Манзон Дмитрий Андреевич

**ДИНАМИКА МИГРАЦИИ ЦЕЗИЯ-137
ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ
НА ТЕРРИТОРИИ РУССКОЙ РАВНИНЫ**

Специальность 25.00.36 – «Геоэкология»

Автореферат
диссертации на соискание учёной степени
кандидата географических наук

Москва
2010

Работа выполнена в Государственном учреждении Институт глобального климата и экологии Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды и Российской академии наук

Научный руководитель: доктор географических наук
Квасникова Елена Валентиновна

Официальные оппоненты: доктор географических наук
Голосов Валентин Николаевич
доктор физико-математических наук
Носов Андрей Викторович

Ведущая организация: Всероссийский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии (ВНИИСХРАЭ)

Защита состоится «___» _____ 2010 г. в часов на заседании диссертационного совета Д002.049.01. в ГУ Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН по адресу:
107258, г. Москва, ул. Глебовская д. 20б

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Института глобального климата и экологии Росгидромета и РАН

Автореферат разослан «___» _____ 2010г.

Ученый секретарь
диссертационного совета, № Д002.049.01.
доктор географических наук, профессор

Черногаева Галина Михайловна

Актуальность темы

Радиоактивное загрязнение окружающей среды связано с поступлением и распространением искусственных радионуклидов, произведенных человеком и не свойственных природе. Формирование полей радиоактивного загрязнения Земного шара произошло во 2-ой половине XX века.

Проблематика радиоактивного загрязнения относится к научной системе знаний, именуемой радиозкологией, объединяющей биологическое и физико-математическое направления.

Глобальное загрязнение, являющееся результатом испытаний ядерного оружия в атмосфере в конце 40-х - начале 70-х гг. XX века, сделало антропогенные радионуклиды повсеместно распространенными в ландшафтной сфере. Существенное влияние на изменение поля радиоактивного загрязнения территории не только бывшего СССР и России, но и всего Северного полушария, оказали последствия аварии на Чернобыльской АЭС, произошедшей 26 апреля 1986 г.

После аварии на Чернобыльской АЭС наиболее радиозкологически значимым оказался долгоживущий радионуклид ^{137}Cs , в силу своей летучести распространившийся на огромные расстояния от места аварии. Общее количество ^{137}Cs , загрязнившего территорию Европы, составляет 77 ПБк (2,1 МКи); 19 ПБк (0,514 МКи) из этого количества выпало на территорию Европейской части России, на территорию Европейской части бывшего СССР выпало 47 ПБк (1,3 МКи).

Исследование структуры и трансформации полей радиоактивного загрязнения современных ландшафтов превратилось в наше время в актуальную научную проблему. Современные ландшафты сформировались в результате антропогенного влияния на естественные геосистемы. В наше время практически повсюду естественные ландшафты изменены человеком в той или иной степени в процессе хозяйственной деятельности. Поэтому, рассматривая вопрос о загрязнении современных ландшафтов, мы одновременно исследуем и важнейший экологический вопрос загрязнения земельных угодий. Информация

об их радиоэкологическом состоянии позволяет разрабатывать особые структуры землепользования, приводящие, в отличие от традиционных, к уменьшению дозовых нагрузок на население. Актуальность ландшафтного подхода в радиоэкологических исследованиях определяется тем, что формирование полей загрязнения, как на этапе выпадения радионуклидов, так и в процессе их вторичного перераспределения, происходит в ландшафте под воздействием природных и антропогенных факторов.

Цель работы

Выявление динамики вертикальной и горизонтальной миграции ^{137}Cs на водосборах малых рек Русской равнины после Чернобыльской аварии

Задачи исследования.

Для достижения поставленной цели необходимо было решить следующие задачи:

- Анализ методов изучения содержания и поведения радионуклида ^{137}Cs в компонентах ландшафта.
- Проведение экспериментальных наблюдений в природных и антропогенных ландшафтах, наиболее загрязнённых в результате аварии на ЧАЭС.
- Анализ результатов полевых и лабораторных исследований.
- Систематизация информации для исследования радиоактивного загрязнения современных ландшафтов суши низких рангов в период после аварии на Чернобыльской АЭС на примере цезиевых пятен на Русской равнине.
- Закономерности распределения ^{137}Cs по вертикальному почвенному профилю в разных ландшафтах.
- Закономерности распределения ^{137}Cs по горизонтальному почвенному профилю в разных ландшафтах.

Объект исследования. Водосборы малых рек Брянской, Тульской, Калужской и Орловской областей.

Научная новизна работы.

Выявление динамики вертикальной и горизонтальной миграции ^{137}Cs на водосборах малых рек Русской равнины в антропогенных и ненарушенных ландшафтах через 20 лет после Чернобыльской аварии.

Соискатель выносит на защиту:

- Результаты полевых и лабораторных исследований природных и антропогенных ландшафтов, наиболее загрязнённых в результате аварии на Чернобыльской АЭС
- Анализ закономерностей распределения ^{137}Cs по вертикальному почвенному профилю в разных ландшафтах.
- Анализ закономерностей распределения ^{137}Cs по горизонтальному почвенному профилю в разных ландшафтах.
- Результаты анализа трансформации цезиевого пятна на российской части Русской равнины после Чернобыльской аварии.

Практическое значение. Результаты диссертационной работы могут быть использованы для совершенствования системы мониторинга загрязнения окружающей природной среды радионуклидами.

Внедрение. Результаты исследования по теме диссертации были использованы и используются:

- при построении Атласа Современных и Прогнозных Аспектов загрязнения на территории России и Беларуси после аварии на Чернобыльской АЭС (АСПА)
- при реализации международного проекта ПРООН ГЭФ «Экологического оздоровления бассейна Днепра»;

– при выполнении проекта РФФИ 08-05-00651-а «Прогнозное картографирование радиоактивного загрязнения, сложившегося в прошлом».

Публикации. Основные результаты диссертации опубликованы в 9 научных трудах соискателя, в том числе 3 в рецензируемых журналах:

- «Радиационный мониторинг в Брянском полесье через 21 год после аварии на Чернобыльской АЭС» Квасникова Е.В., Вакуловский С.М., Манзон Д.А. Метеорология и Гидрология 2009 №7.

- «Цезий-137 в почвах ландшафтов, через 20 лет после аварии на Чернобыльской АЭС» Квасникова Е.В., Гордеев С.К., Манзон Д.А. Известия РАН. Серия географическая 2009 №5.

- «Радиоактивное загрязнение среднерусской возвышенности и её окрестностей через 21 год. после аварии на Чернобыльской АЭС» Квасникова Е.В., Вакуловский С.М., Манзон Д.А. Метеорология и Гидрология 2009 №11.

Апробация работы.

Основные результаты диссертации представлялись научной общественности на конференциях:

- Конференция молодых учёных, посвящённая 70-летию дрейфа «Северный полюс - 1». Москва, ИПГ 10-11 апреля 2008 г.

- «Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы» Москва, ИБФ им Н.М. Эмануэля РАН 3-5 июня 2008 г.

- «Проблемы экологической геохимии в XXI веке». Минск, 25-26 июня 2008 г. секционный доклад.

- II Международная конференция «Геоэкологические проблемы современности» Владимир, 18-20 сентября 2008 г.

- Всероссийская научная конференция с международным участием «Окружающая среда и устойчивое развитие регионов: новые методы и технологии исследований» Казань, 19-22 мая 2009 г., секционный доклад.

- Конференция молодых учёных, посвящённая 100-летию со дня рождения академика Е.К. Фёдорова. Москва, ИПГ 16-18 ноября 2009 г.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из Введения, 4 глав и Выводов. Она изложена на ___ страниц , содержит ___ рисун , ___ табли . Список литературы содержит ___ наименовани .

Введение содержит необходимые общие сведения о диссертации, в том числе, ее актуальности, целях, задачах, новизне, практической значимости, выносимых на защиту положениях, апробации исследования и основных публикациях автора по теме диссертации.

Глава 1. Формирование поля радиоактивного загрязнения

Проблема радиоактивного загрязнения возникла сравнительно недавно, в конце 40-х годов XX века, с начала производства оружейного плутония и проведения испытаний ядерного оружия. Соединенными Штатами в пустыне Аламогордо была взорвана 1-ая атомная бомба 15 июля 1945 г, а 29 августа 1949 г. (8-ой ядерный взрыв в истории испытаний), Советским Союзом на Семипалатинском полигоне была взорвана ее точная копия. Эти взрывы положили начало ядерной эры в геохимии Земли. В 50-ые и 60-ые годы этот вид антропогенного воздействия на окружающую среду превратился в глобальную экологическую проблему современности.

Повсеместность загрязнения связана с тем, что радиоактивные продукты термоядерных взрывов средней и большой мощности попадали в стратосферу и после перемешивания оседали на земную поверхность в течение многих месяцев. Наибольшее количество радионуклидов в стратосферу было заброшено в 1957-1958 гг. и 1961-62 гг.

Радиоактивное загрязнение местности глобальными выпадениями продуктов испытаний ядерного оружия формировалось, в основном, с конца 50-х до середины 60-х годов. В 1963 г. был подписан Московский договор,

запрещающий проведение ядерных испытаний в атмосфере, космосе и под водой, подписанный СССР и США, однако Франция продолжала испытания до 1974г., а Китай до 1980 г.

В настоящее время практически полностью прекращены испытания ядерного оружия в атмосфере и других средах. Поэтому большого количества коротко- и среднеживущих радионуклидов, таких как ^{131}I , $^{140}\text{Ba}+^{140}\text{La}$, ^{141}Ce , ^{103}Ru , ^{89}Sr , $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, ^{144}Ce и ^{106}Ru ни в атмосфере, ни на почве уже нет. Но глобальное загрязнение в виде долгоживущих радионуклидов успело за эти годы распространиться по всей планете. Основными среди них являются ^{137}Cs (период полураспада 30,1 года), ^{90}Sr (28,6 лет), ^{239}Pu (24110 лет), ^{240}Pu (6553 года), ^{241}Pu (14,4 года) и ^{241}Am (433 года).

После распада радионуклидов с периодами полураспада секунды, минуты и часы значимым становится вполне определенный набор радионуклидов. По нарастанию периодов полураспада (в скобках) он выглядит следующим образом: ^{133}I (20,8 час.), ^{239}Np (2,35 дня), ^{99}Mo (2,75 дня), ^{132}Te (3,26 дня) с ^{132}I , ^{131}I (8,04 дня), ^{140}Ba (12,8 дня) с ^{140}La , ^{136}Cs (12,98 дня), ^{141}Ce (32,5 дня), ^{103}Ru (39,4 дня), ^{89}Sr (50,6 дня), ^{91}Y (58,5 дня), ^{95}Zr (64 дня) с ^{95}Nb (35 дней), ^{144}Ce (284 дня), ^{106}Ru (367 дней), ^{134}Cs (2,06 года), ^{125}Sb (2,7 года), ^{90}Sr (28,5 года), ^{137}Cs (30,1 года), и трансурановые радионуклиды : ^{238}Pu (86,4 года), ^{240}Pu (6553 года), ^{239}Pu (24110 лет), ^{241}Am (433 года).

Через несколько лет значимыми остаются лишь последние шесть радионуклидов, а с учетом плохой летучести стронция и его соединений и трансурановых радионуклидов на удалении в 40-60 км и более от аварийного реактора основными становится ^{137}Cs .

Также загрязнению окружающая среда подвергается при складировании и утилизации ядерных отходов.

В первую очередь страдает атмосфера, объекты гидросферы, почва и произрастающая на ней растительность, антропогенные объекты. При этом почва является главным компонентом ландшафта, где аккумулируются и

перераспределяются искусственные радионуклиды. Загрязнение ландшафтов приводит к облучению людей, животных и растений.

Понятие «мониторинг» сформировал Ю.А. Израэль при создании и разработке функционирующих сетей экологического мониторинга в СССР в системе Гидрометслужбы в начале 70-х гг. Радиационный мониторинг является составной частью общеэкологического мониторинга, он состоит из 3-х частей: наблюдения, анализа и прогноза. Мониторинг проводится для установления полей загрязнения.

Существует два направления радиационного мониторинга:

1) Дистанционные способы мониторинга - аэро- и наземная гамма-съемки, высококомобильные, требующие участия высококвалифицированных кадров, развивались и осуществлялись на базе научно-исследовательских организаций.

2) Сетевые наблюдения внедрялись как составная часть Общегосударственной службы контроля за уровнем загрязнения внешней среды по территории всей страны.

Мониторинг обеспечивает изучение пространственно-временного распределения различных явлений. Пространственные закономерности могут меняться во времени, поэтому заложенные первоначально сети мониторинга могут изменяться. Сети радиационного мониторинга, как правило, представляли собой маршруты, секущие следы радиоактивных выпадений, происшедших после ядерных испытаний, либо радиальные сети вокруг источника выброса. Аэро-гамма-спектральные съемки, представляющие собой регулярные сети маршрутов, различались по масштабу (расстоянию между летными маршрутами) в зависимости от близости как к источнику, так и к пятнам наибольшего загрязнения. Сети авиационного мониторинга зависят от предполагаемого уровня загрязнения. Так, после аварии на Чернобыльской АЭС съемки ближней зоны проводились в масштабах более 1:100.000 (межмаршрутные расстояния – менее 1 км), съемки областей, где прошли основные следы – в масштабе 1:200.000 (2 км), съемки территорий с уровнями,

близкими к глобальным, 1:10.000.000 (10 км). Дистанционные данные никогда не используются сами по себе, а всегда сопровождаются наземной проверкой в виде разреженного отбора проб на площади аэро-гамма-съемки.

Если ядерное событие имеет продолжительность, как, например, при Чернобыльской аварии, то выброс распространится в разные стороны от источника. В таком случае создаются радиальные сети мониторинга и реперная сеть в 60-км зоне от АЭС (рис. 1). Наблюдение за ней проводилось в течение первых 10 лет после аварии. В результате была создана карта и отслежена динамика радиоактивного загрязнения многими радионуклидами Чернобыльского происхождения. На рис. 2 приводится пример загрязнения ^{137}Cs .

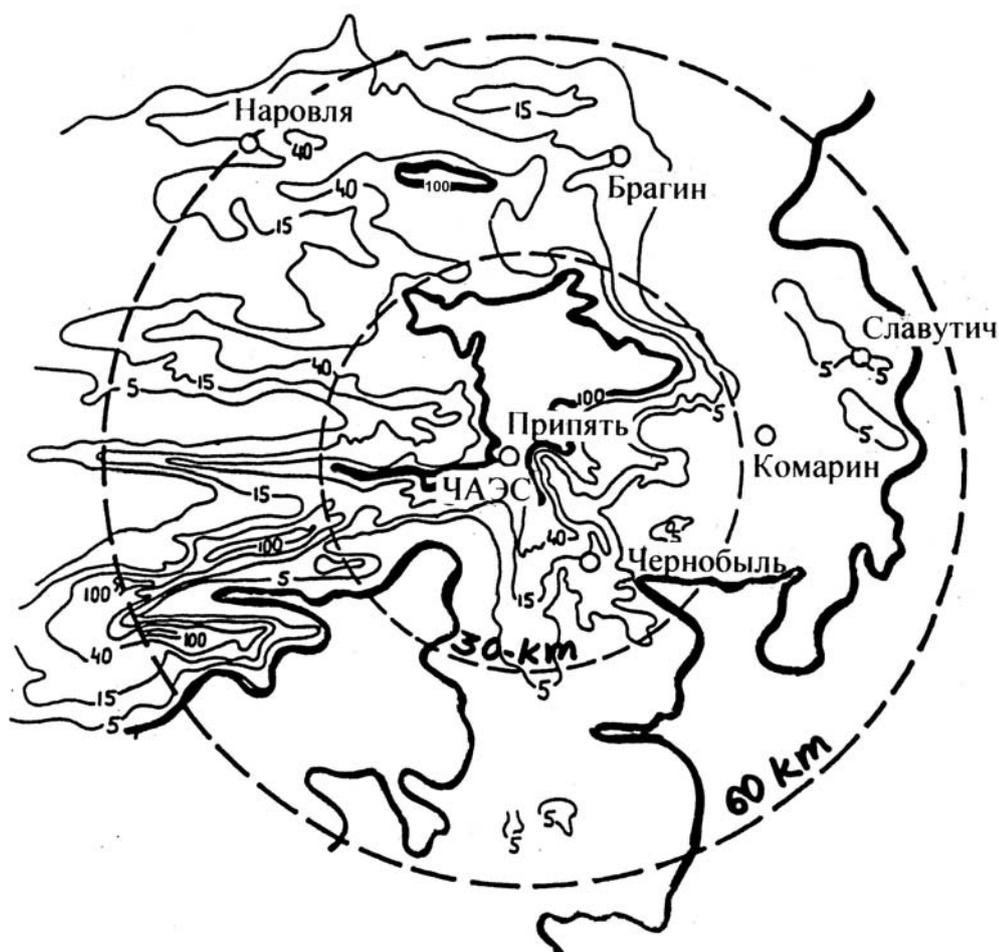


Рис.1. Радиальные сети мониторинга в 30 и 60 км зонах вокруг Чернобыльской АЭС.

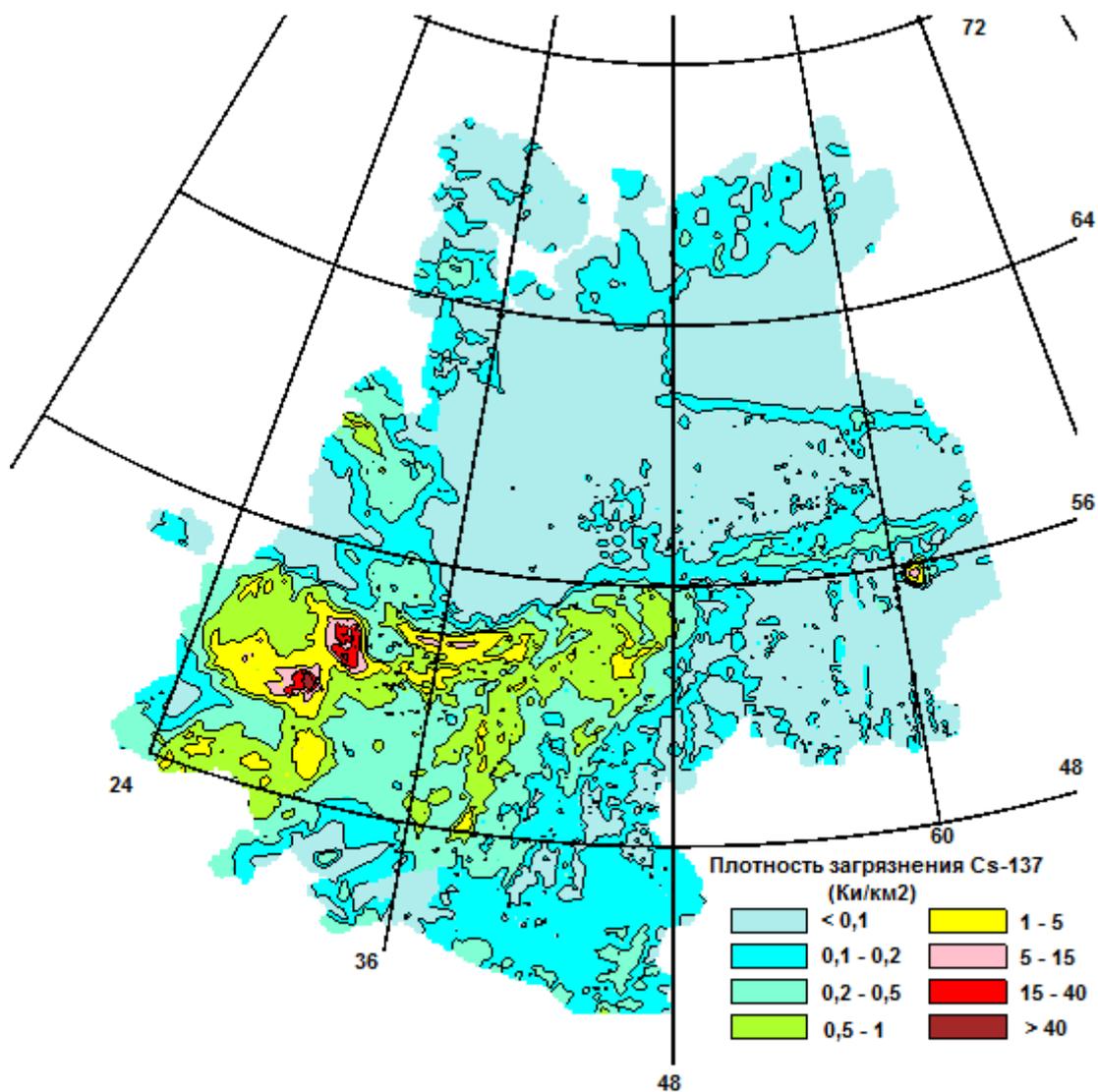


Рис. 2. Чернобыльский след на европейской части СССР, июль 1986 г.

После формирования поле загрязнения начинает жить в ландшафте и изменяться не только под действием радиационного распада. По данным натурных исследований А.В. Коноплева и др., проведённых через 2 года после аварии на ЧАЭС на различных типах почв в 30-км зоне загрязнения, было установлено, что доля необменных форм ^{137}Cs изменяется от 82 до 99%. Ранее, в работах Ю.А. Израэля (1973г, 1974г.) был установлен ряд относительной растворимости радиоактивных изотопов в соответствии с которым ^{137}Cs чрезвычайно плохо переходит в водный раствор и, если принимать значение коэффициента растворимости ^{90}Sr за единицу, то растворимость ^{137}Cs составит

0,02 от него. Эти данные подтверждаются исследованиями В.А. Ветрова и др., в которых рассмотрен модуль выноса радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr для фоновых уровней загрязнения (в расчётах на 1980г.). Для контроля предлагается бассейновый метод, взамен метода геометрических сетей. Особенность этого метода состоит в том, что в качестве объекта исследования выступают водосборы малых рек. Это позволяет достаточно точно оценить влияние массопереноса и его влияние на перераспределение радионуклидов в почве. В 2006–2009 гг. проводился новый этап радиационного мониторинга для получения выводов о зависимости изменения уровней радиоактивного загрязнения от ландшафтных факторов в большом временном промежутке. Основным исследуемым радионуклидом в дальних чернобыльских выпадениях является ^{137}Cs . Были разработаны маршруты экспериментальных исследований в зоне восточного чернобыльского следа в их привязке к автоморфным, транзитным и аккумулятивным ландшафтам. Это делалось для оценки влияния процессов латерального массопереноса в сопряженных ландшафтах.

Глава 2. Методы определения содержания радионуклидов в ландшафте.

В течение 2006-2009 гг. были проведены экспедиции в Брянскую, Тульскую, Калужскую и Орловскую области, где были отобраны пробы почвы с использованием бассейнового подхода к выбору мест отбора, разработанного Е.В. Квасниковой. Отбор происходил на площади водосборов малых рек Полесской низменности в ландшафтно-геохимических катенах по профилям от привершинных частей водосборов к долинам.

Для получения данных о плотности загрязнения почв искусственным радионуклидом ^{137}Cs использовались методы, основанные на сочетании гамма-спектрометрии *in situ* с отбором почвенных проб с последующим их лабораторным анализом.

Полевые измерения содержания ^{137}Cs в ландшафте проводились при помощи портативных гамма-спектрометров КОРАД и ORTEC по методу гамма-спектрометрии *in situ*.

Метод гамма-спектрометрии *in situ* используется для исследований локальных мест загрязнения и позволяет оперативно получить большое число измерений.

Основной проблемой измерений *in situ* является задача пересчета данных о поверхностном излучении в величину запаса радиоизотопа в ландшафте.

При наземных измерениях и расчетах дозовых характеристик важно учитывать влияние микрорельефа почвы. Неровности почвы могут ослаблять мощность дозы так же, как и заглубление радионуклида.

Достоинством метода полевой гамма-спектрометрии *in situ* является то, что он, набирая большое число измерений в границах элементарного ландшафта, даёт возможность при осреднении этих значений охарактеризовать загрязнение выделенного ландшафта с достаточно высокой надежностью.

В качестве вспомогательных средств при измерениях на местности использовались портативные приборы для определения мощности дозы гамма-излучения - дозиметры. Измерения мощности дозы проводились как для контроля вариабельности поля загрязнения при радиационном мониторинге, так и для дополнения массива данных. Использовались дозиметры РКСБ-104 и ДРГ-ОДТ. Определение проводилось на высоте 1м и у поверхности почвы. В процессе полевых работ производился отбор почвенных проб и укосов луговой растительности на гамма-спектрометрический анализ, проводившийся в лаборатории ИГКЭ. В настоящее время дозиметры не могут служить для прикидочных оценок уровней загрязнения цезием-137, так как при одинаковом запасе на небольшом расстоянии друг от друга может наблюдаться высокая вариабельность глубинных распределений.

Использовались три различных метода отбора почвенных проб:

Отбор проб почвы из опорных разрезов производился следующим образом. Делался почвенный разрез глубиной до почвообразующей породы, захватывая ее верхнюю часть. Описывались генетические почвенные горизонты, определялся вид почвы. Пробы, содержащие фрагмент почвенного горизонта размером 15 x 15см отбирались, как правило, до общей глубины

около 20см (почвенный слой, в котором обычно содержится более 70 % полного запаса ^{137}Cs , рис. 3).

Отбор интегральных почвенных образцов проводился при помощи пробоотборника в виде стальной трубы с 5-см глубинной нарезкой, позволявшего брать пробы по слоям 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 и 20-25 см в фиксированной «геометрии».

Место для опорных почвенных разрезов выбиралось в центре элементарных ландшафтов, наиболее характерных для исследуемых территорий. Отбор проб сопровождался ландшафтным описанием точек.

Места почвенных разрезов закладывались таким образом, чтобы, хотя бы один располагался в пределах каждого изучаемого ландшафтного таксона. (рис.1). Послойный отбор проб позволяет выстроить точки значений вертикального распределения радионуклидов в почвенном слое 0-30см, аппроксимируемые математически описываемыми кривыми.

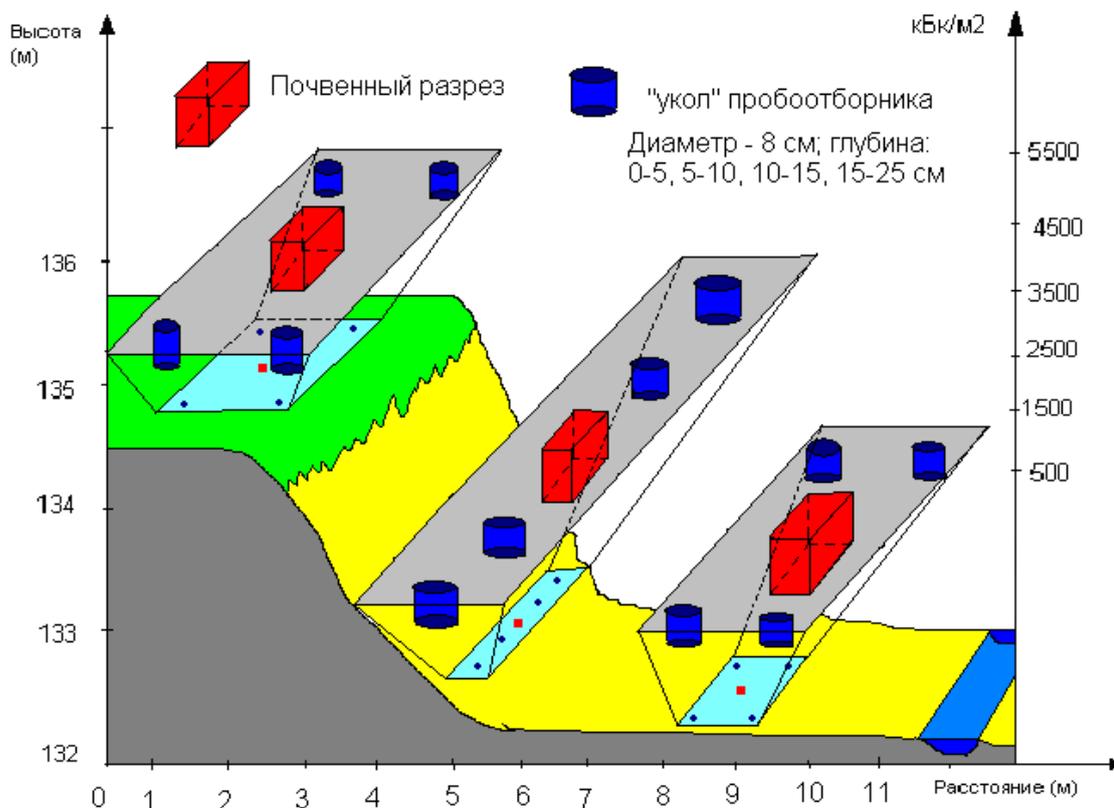


Рис. 3. Размещение точек отбора проб

За время исследований автором было накоплено большое количество исходных данных: более 100 точек отбора проб и более 1000 исследованных образцов почвы.

В дальнейшем отобранные образцы почв и растительности были подвергнуты гамма-спектрометрическому анализу в лаборатории ИГКЭ на гамма-спектрометрическом комплексе фирмы "ORTEC". Таким образом, одновременное использование портативной гамма-спектрометрии *in situ* с разреженным отбором почвенных образцов позволило получить достоверные сведения о современных уровнях загрязнения ^{137}Cs .

Глава 3. Анализ результатов исследования вертикальной и горизонтальной миграции ^{137}Cs

В данной главе представлены результаты анализа графиков вертикальной и горизонтальной миграции цезия-137 в почве водосборов малых рек Полесской низменности и Среднерусской возвышенности.

Особенностью полесского ландшафта являются обширные гривисто-западинные поймы с большой контрастностью условий гидроморфности, что рассмотрено на примере площадки «Ущерпье» (рис. 4). Обследовалась обширная пойма шириной 800 м с прирусловыми валами и межгривными понижениями.

Площадка Ущерпье – пологое флювиогляциальное междуречье с палеодюнами. Катена переходит от пологого флювиогляциального междуречья к гривисто-западинной пойме и выходу в прирусловую часть. Ландшафт геохимически контрастен. Почва - гляциальные пески после четвертичного оледенения.

Серия площадок расположена на одной смежной линии, пересекающей малый водосбор, в чём проявляется бассейновый метод (измерения от леса до русла реки). Исследуется прирусловая часть поймы, обнажающаяся в межень, чтобы проследить, есть ли смыв в реку.

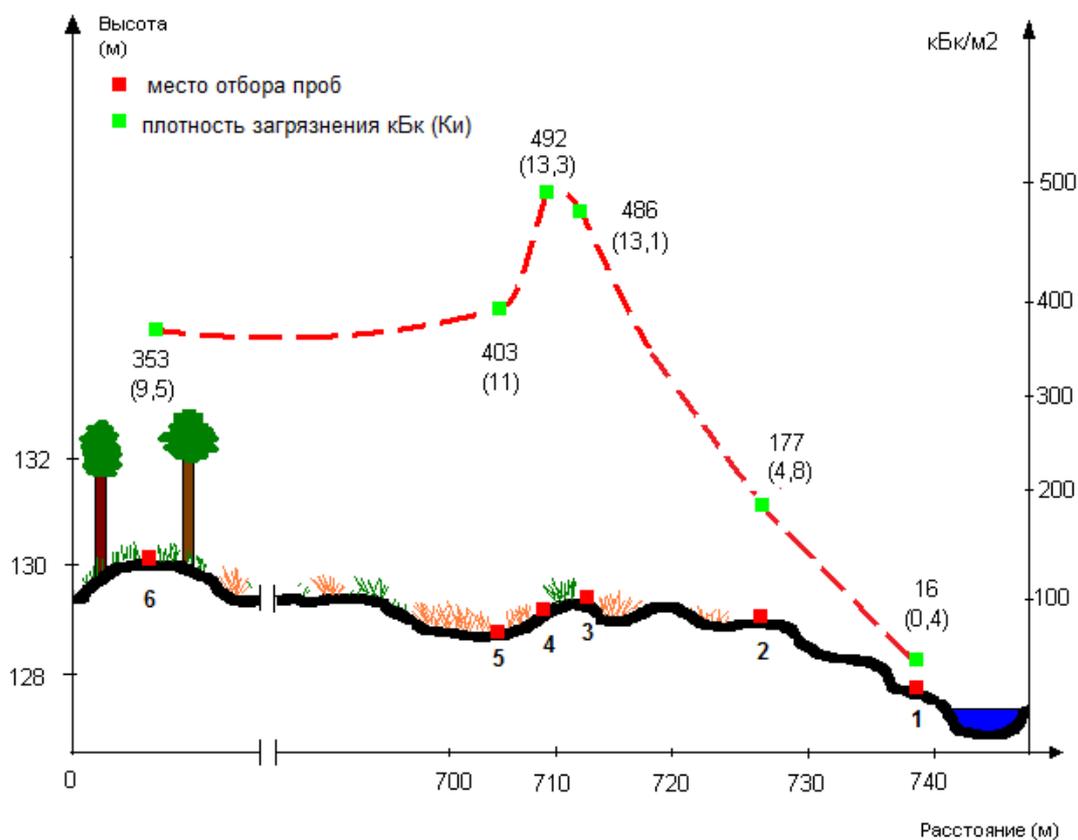


Рис. 4. Изменчивость плотности загрязнения ^{137}Cs сопряженных ландшафтов площадки «Ущерпье», Брянская обл., Средняя плотность загрязнения по площадке – 333 кБк/м² (9 Ки/км²)

Геоморфологически верхние точки профиля расположены в зоне высокой незатопляемой поймы в 600 м от русла. Под разреженным бором возраста не менее 50 лет идентифицирована аллювиальная дерновая супесчаная почва. Почва представляет переходный тип между дерновой почвой под лугом и дерновой почвой бора. Плотности загрязнения колеблются от 222 до 407 кБк/м² (6 до 11 Ки/км²) (т.е. близки к средней по площадке), разброс может быть связан с неоднородностью первичных выпадений. В верхних 5 см содержится от 55 до 75% общего запаса. Максимум распределения приурочен к верхним 3 см.

На рис. 5 показаны вертикальные распределения ^{137}Cs в разных сопряженных ландшафтах поймы р.Ипать. Максимумы в верхнем слое свидетельствуют о повышенном содержании органического вещества в гидроморфных почвах, хорошо сорбирующего ^{137}Cs .

Точка №5 расположена в межгрядном понижении с бугристым микрорельефом, в краевой части осокового болота (рис.5а). Такие понижения распространены в пойме, заболочены в разной степени, в растительности встречается осока, камыш, рогоз, ива, кое-где в понижениях располагаются старичные озера. В месте отбора пробы определена аллювиальная дерново-глеявая среднесуглинистая почва. Плотность загрязнения здесь на 25 % выше, чем средняя по площадке, но ниже, чем в зоне переотложения наносов на склонах гривы, когда в западине в период половодья может формироваться рукав с русловым течением. Наблюдается ярко выраженный пик распределения в верхних 5 см, составляющий 55% запаса.

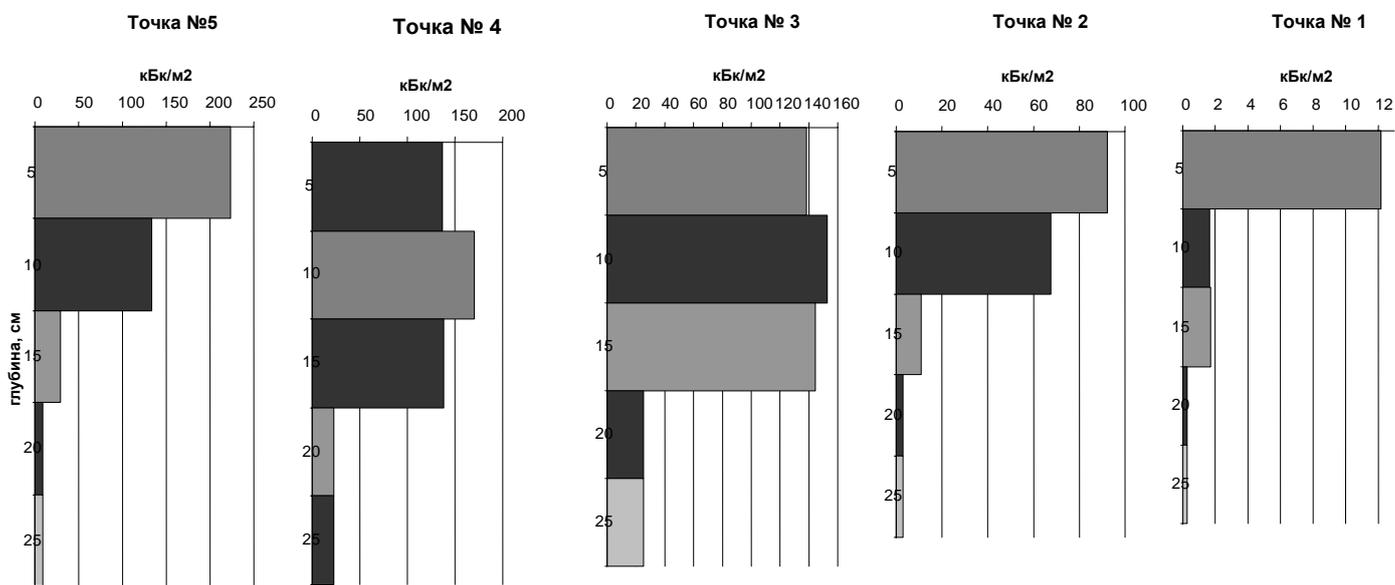


Рис.5а. Болото в межгрядном понижении

Рис.5б. Склон гривы

Рис.5в. Вершина гривы

Рис.5г. Низкая пойма

Рис.5д. У русла

Рис.5. Вертикальные распределения ^{137}Cs на пойме р.Ипать (площадка «Ущерпье»).

Следующие в сторону русла точки расположены на склоне (рис. 5б) и гребне гривы (рис. 5в) под густым разнотравным лугом, склон около 7° длиной 10 м обращен к заболоченному понижению, почва аллювиальная дерново-глееватая легкосуглинистая. Плотность загрязнения на 55 % выше средней по пойме, вероятно, верхние 5-10 см были намывы.

Ниже по профилю точка расположена на слабонаклонной в сторону русла низкой пойме (рис. 5г), превышение над урезом воды около 0,5 м, под задернованным злаково-разнотравным лугом, почва аллювиальная дерново-глееватая слоистая, плотность загрязнения здесь составляет лишь половину от средней по пойме, однако в 10 раз превышает загрязнение прирусловой части низкой поймы. Вероятно, шла комбинация переотложения наносов при паводках и половодьях, в то же время происходил его смыв в реку и транзит вещества.

Точка в прирусловой позиции (рис.5д), образующей небольшую (1-2 м) наклонную поверхность с превышением над урезом воды (межень) в 25 см. Почва аллювиальная дерново-глеевая супесчаная. Плотность загрязнения почвы составляет всего 5 % от средней по площадке. Максимум загрязнения (75%) приурочен к верхним 5 см.

Площадка «Заборье» знаменательна тем, что на ней мы имели дело с наибольшими плотностями загрязнения, измеренными в 2007 г. (рис. 6)

Верхняя геоморфологическая позиция расположена на слабонаклонной поверхности палеодюнного холма в мертвопокровном бору. В разрезе определен борový подзол. Колебания плотностей загрязнения почв значительны (от 67 до 107 Ки/км², 2480-3960 кБк/м²), высокая вариабельность выпадений характерна для лесов.

Ниже в катене точки расположены на первой надпойменной террасе под густым разнотравно-злаковым лугом, а также под щучковым кочкарником со следами выпаса и у перегиба террасы к пойме под суходольным лугом. Почвы на террасе дерновые с различными признаками оглеения.

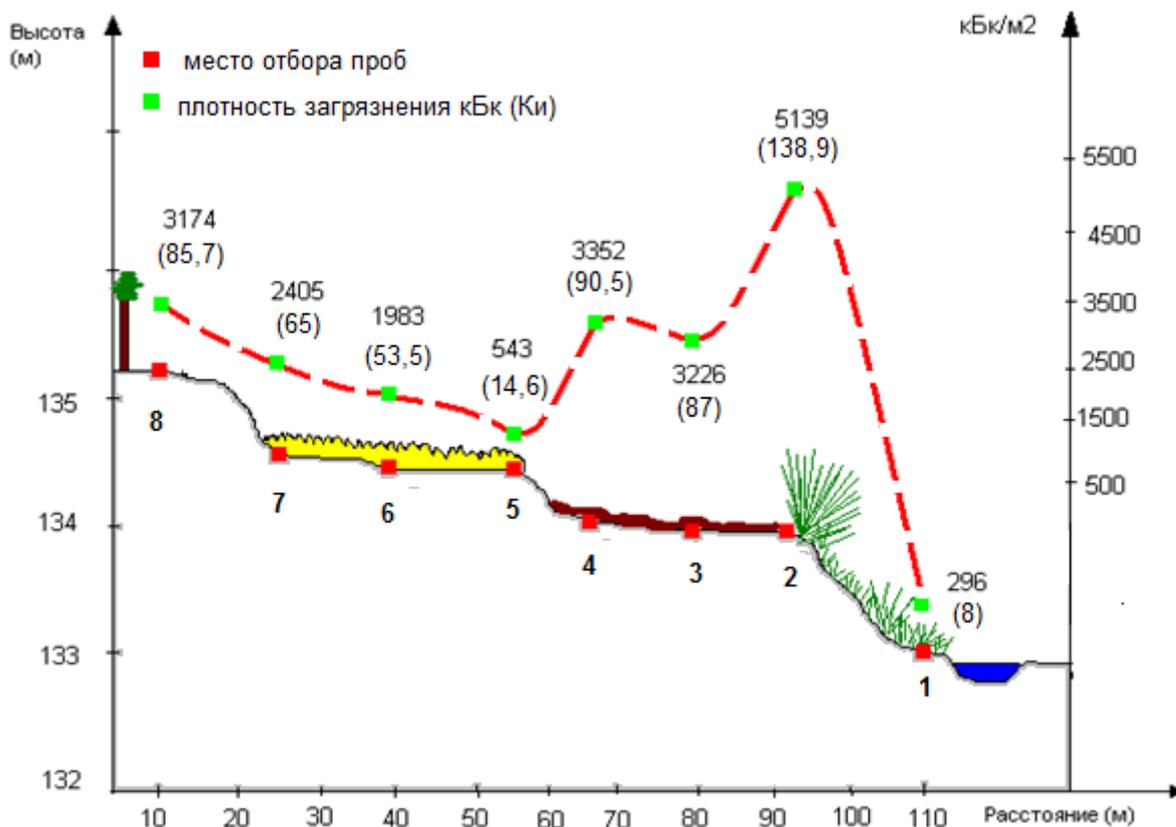


Рис.6. Изменчивость плотности загрязнения ^{137}Cs сопряженных ландшафтов площадки «Заборье» Брянская обл., Новозыбковский район. Средняя плотность загрязнения – 3219 кБк/м^2 (87 Ки/км^2)

Еще ниже по профилю точки расположены на слабонаклонной поверхности высокой поймы с аллювиальной дерново-глеевой окультуренной супесчаной почвой, распаханной под картофель. Вода с поймы отведена, в настоящее время избыточное увлажнение отсутствует. Резко повышенные значения плотности загрязнения ($140 \text{ Ки/км}^2 = 5180 \text{ кБк/м}^2$) в слое 0-25 см наблюдаются в краевой части огорода, где наносы к реке тормозятся ивняком на механическом барьере напаша.

В результате горизонтального переноса вещества можно наблюдать большой перепад плотностей загрязнения ^{137}Cs в пойме малой реки.

Во всех профилях почвы наблюдается достаточно равномерное загрязнение в верхних 0-15 см. Содержание ^{137}Cs в верхних 5 см колеблется на уровне 25-35% от запаса. Вероятно, верхний загрязненный слой запахивался

вглубь после Чернобыльских выпадений (видимо, проводились специальные работы по дезактивации, как в луговых элементах долины реки, так и в лесу на палеодюнном холме).

При отмечаемом разнообразии вертикальных распределений ^{137}Cs в почвах площадки уровни расчетной мощности дозы на высоте 1 м от поверхности почвы колеблются от 0,1 мкЗв/ч. (10 мкР/ч) (на пашне) до 0,3 мкЗв/ч. (30 мкР/ч) (на остепненном лугу верхней части долины ручья). При этом удельная величина Кд изменяется от 2 до 5 мкР/ч на 37 кБк/м² (1 Ки/км²), что существенно ниже, чем Кд для лесных автоморфных позиций.

Начиная с 1991 г., проявляется отчётливая тенденция уменьшения выноса ^{137}Cs через створы рек, протекающих по территории России и Беларуси. Основными факторами уменьшения концентрации ^{137}Cs в поверхностных водах рек является уменьшение количества его обменных форм в почвах водосборов, а также естественный распад. Если в первые несколько лет после аварии на ЧАЭС наблюдался заметный трансграничный перенос ^{137}Cs с поверхностными водами таких рек как Ипать и Беседь, то в настоящее время трансграничный перенос ^{137}Cs с водами этих рек незначителен.

Глава 4. Динамика изменения плотности загрязнения ^{137}Cs , выпавшего на территории Русской равнины в результате аварии на Чернобыльской АЭС

В 1986 году радиоактивному загрязнению цезием-137 свыше 37 кБк/кв. м (1 Кюри/кв. км) подверглось более 59 тыс. кв. км территорий 19 субъектов Российской Федерации.

По состоянию на 1 января 2006 года зоны радиоактивного загрязнения располагались на территории 14 субъектов Российской Федерации (Белгородская, Брянская, Воронежская, Калужская, Курская, Ленинградская, Липецкая, Орловская, Пензенская, Рязанская, Тамбовская, Тульская, Ульяновская области и Республика Мордовия). Общая площадь загрязненных цезием-137 территорий составила 31,1 тыс. кв. км, в том числе 25,9 тыс. кв. км на территории 4-х областей, т.е. 1 % от территории Европейской части России –

это территории наиболее пострадавших Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей (Рис. 7).

В результате проведения защитных мероприятий и в силу естественного распада радиоактивных элементов радиационная обстановка на территориях, пострадавших в результате Чернобыльской катастрофы, заметно улучшается. Вместе с тем, эти процессы протекают медленно – территории с плотностью загрязнения цезием-137 более 555 кБк/кв. м (15 Ки/кв. км), останутся и после 2016 года (территории юго-западных районов Брянской области).

В связи с введением в действие в 1991 году Закона Российской Федерации “О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС” долгосрочный прогноз радиоактивного загрязнения пострадавших территорий становится актуальной задачей. Ее решение необходимо для планирования и осуществления мер, направленных на выполнение экологического оздоровления и развития экономики на загрязненных территориях.

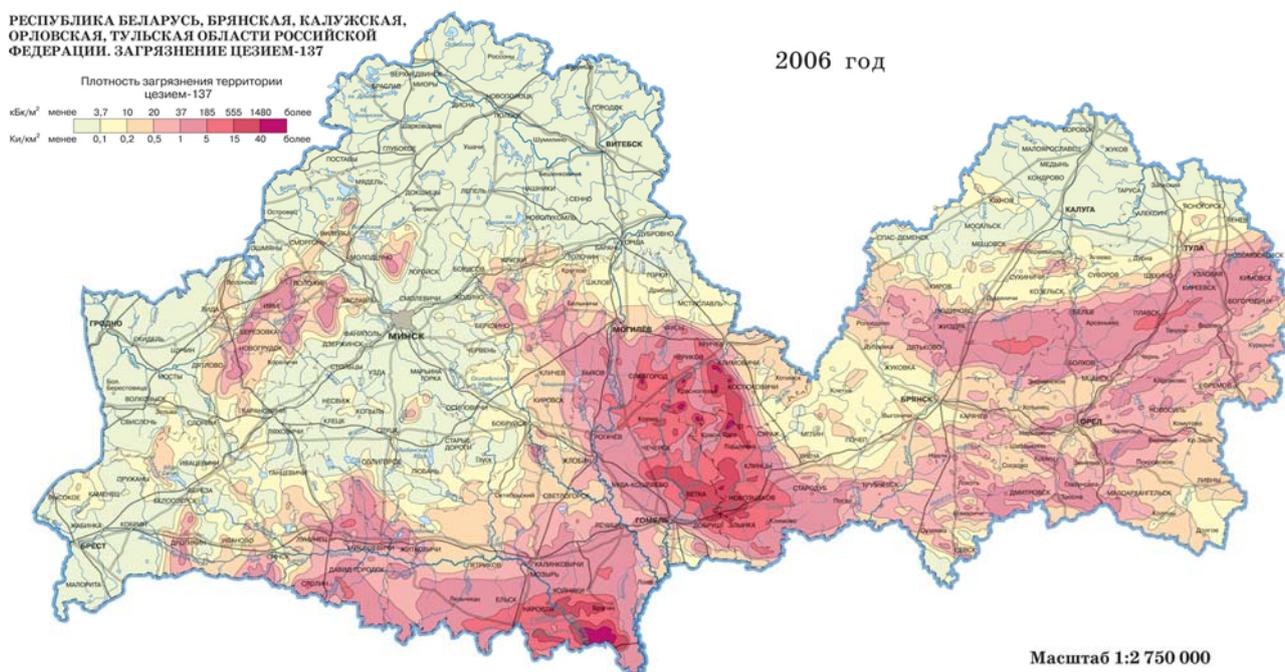


Рис.7. Территории Российской Федерации и Республики Беларусь, подвергшихся наибольшему радиоактивному загрязнению вследствие аварии на ЧАЭС (по состоянию на 2006 г.)

Задача долгосрочного прогнозирования загрязнения ^{137}Cs в практическом аспекте сводится к построению комплекта карт среднего масштаба на ряд дат t_i ($i=1,2,\dots,n$). Построение прогнозных карт не может быть осуществлено по расположению изолиний плотности загрязнения ^{137}Cs на карте. Это связано с неравномерным распределением уровней плотности загрязнения между изолиниями, что, с учетом шага между принятыми изоуровнями может приводить к недопустимым ошибкам в прогнозировании. Поэтому, в основу прогнозных карт должны быть положены исходные grids в полном объеме, что и при построении карт загрязнения ^{137}Cs в 90-е годы XX в.

Для прогноза в качестве исходного grida бралась база данных Института глобального климата и экологии, сформированная в результате радиационного мониторинга 1986-1993 гг., выполнявшегося по заданию Госкомгидромета СССР, по результатам которого были построены государственные карты и атласы, использовавшиеся для зонирования территорий по степени опасности проживания.

Для построения прогнозных карт для регионов, загрязненных преимущественно чернобыльскими выпадениями, берется соотношение между плотностью загрязнения $A(x,y,t)$ на момент времени t в точке с координатами x , y и плотностью загрязнения $A_0(x,y)$ в год измерения T (С.М. Вакуловский и др.)

$$A(x,y,t) \approx A_0(x,y)e^{-\lambda(t-T)}$$

где λ - постоянная распада ^{137}Cs , равная $0,0231 \text{ год}^{-1}$. Если t выбирается для периодов времени $1986+10n$ ($n=1,2,3,\dots$), то показатель экспоненты соответственно принимает значения $-\lambda(10n-T)$. Время, после которого максимальное загрязнение становится ниже 1 Ки/км^2 (37 кБк/м^2), равно

$$t_k = [\ln A_0(x,y)] / \lambda + T$$

Исходя из рассмотренных выше подходов прогнозирования изменения загрязнения ^{137}Cs , были построены прогнозные карты масштаба 1:1 000 000 для субъектов Российской Федерации с уровнями загрязнения более 1 Ки/км² (37 кБк/м²). По картам были определены площади зон загрязнения с различным диапазоном уровней на каждое десятилетие после аварии на ЧАЭС до 2046 г.

В качестве примера на рис.8 приведены: ретроспективная карта на 1986 г., карта на 1996 г. (отметим, что исходная карта на 1993 г. практически не отличается от карты на 1996 г.), а также прогнозные карты на 2006, 2016, 2026, 2036 и 2046 гг. для наиболее загрязненной Брянской области.

Сокращение площадей с различными уровнями загрязнения в разных областях не является пропорциональным. Отсутствие пропорциональности определяется особенностями пространственного распределения плотности загрязнения ^{137}Cs .

Из результатов прогнозирования следует, что уровни загрязнения более 40 Ки/км² (1480 кБк/м²) исчезнут в 2049 г., уровни загрязнения более 15 Ки/км² (555 кБк/м²) на территории Брянской области, окончательно исчезнут примерно через 100 лет после аварии (в 2092 г.). Уровни снизятся до значений менее 1 Ки/км² (37 кБк/м²) в этой области только примерно через 320 лет после аварии. После 2050 г. уровни более 1 Ки/км² (37 кБк/м²), кроме Брянской области, сохранятся в Калужской, Тульской и Орловской областях.

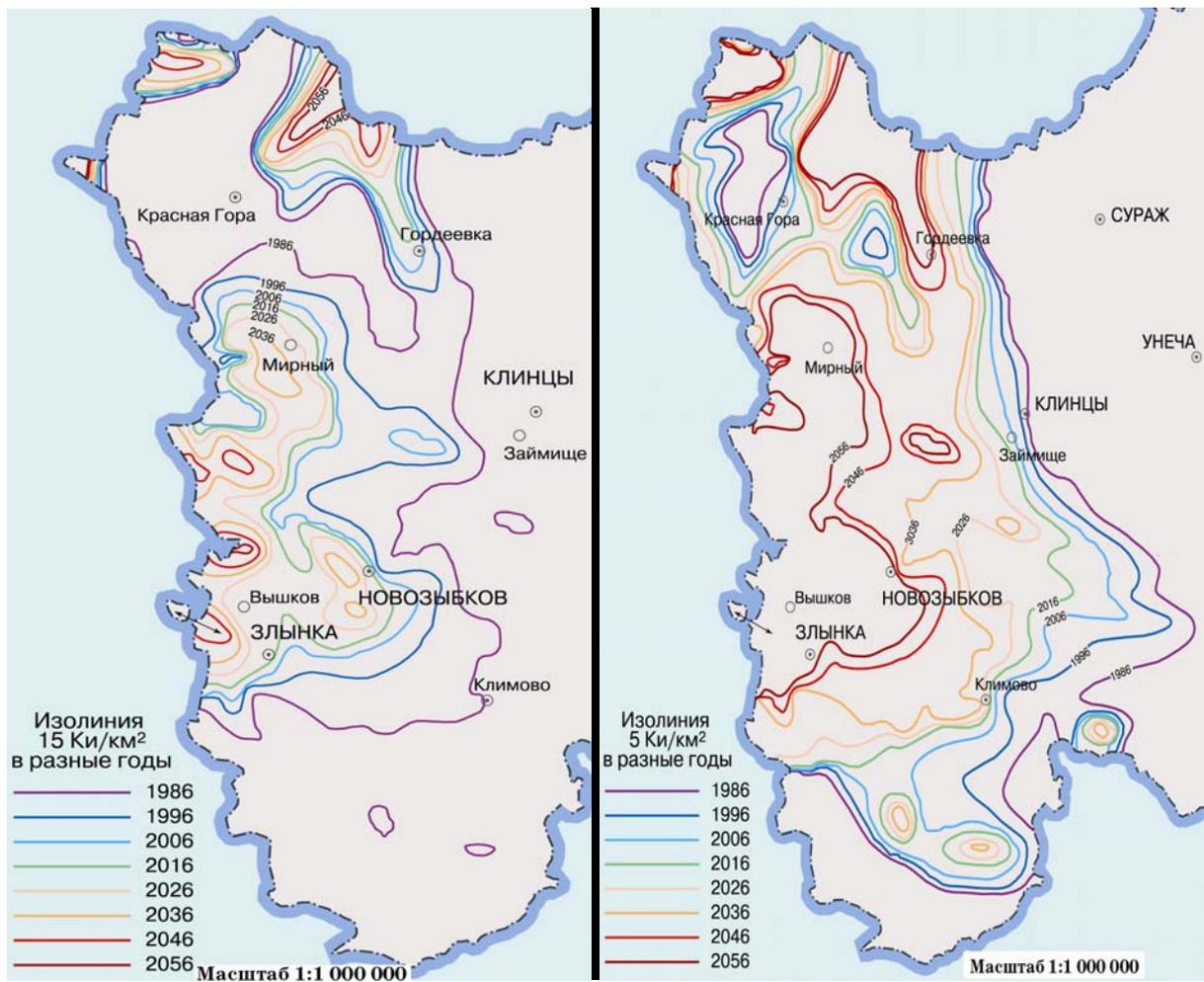


Рис.8. Динамика во времени положения изолиний «зоны отселения» ($15 \text{ Ки/км}^2 = 555 \text{ кБк/м}^2$) и «зоны жесткого контроля» ($5 \text{ Ки/км}^2 = 185 \text{ кБк/м}^2$) с 1986 по 2046 г.

Выводы

1. В результате анализа методов определения содержания ^{137}Cs в катенах в работе были использованы сопряжённые методы: гамма-спектрометрия *in situ*, послыйный отбор проб по горизонтальным и вертикальным профилям.
2. Анализ вертикальных профилей показал, что вне зависимости от типов почвы, глубинное распределение ^{137}Cs происходит в верхнем 20-ти сантиметровом слое почвы с максимальным значением в 5-15 см от её дневной поверхности.
3. Анализ результатов исследований горизонтальных профилей (протяжённостью от 70 до 150м), охватывающих водораздельную, склоновую и прирусловую части водосборов, показал, что, как правило, основная масса перемещаемого ^{137}Cs накапливается в нижней позиции профиля.
4. В результате полевых исследований установлено, что в бассейнах малых водосборов при перераспределении ^{137}Cs горизонтальная миграция радионуклида в почве имеет значительно большее влияние чем вертикальная.
5. Сравнение карты загрязнения ^{137}Cs российской части Русской равнины с ретроспективными картами 1986 и 1996 гг., подкрепляемое результатами полевых исследований загрязнения почвенного покрова, свидетельствует о том, что трансформация пятен ^{137}Cs в основном определяется периодом его полураспада. При этом пятна уменьшаются и дробятся. При этом общая площадь загрязнения имеет тенденцию к перманентному уменьшению.
6. Результаты проведённых исследований коррелируют с данными радиационного мониторинга Белорусской стороны на сопряжённых ландшафтах, что обосновывается совместно построенными картами радиоактивного загрязнения ^{137}Cs в изданном в 2009г. атласе современных и прогнозных аспектов последствий аварии на чернобыльской АЭС и пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь).

Основные результаты диссертации опубликованы
в научных трудах соискателя

В изданиях рекомендованных ВАК

1. Квасникова Е. В., Жукова О.М., Гордеев С.К. Манзон Д.А. Цезий-137 в почвах ландшафтов через 20 лет после аварии на Чернобыльской АЭС // Известия РАН. Серия географическая/ Д.А. Манзон // М.: Известия РАН, 2009 №5
2. Квасникова Е. В., Вакуловский С.М., Манзон Д.А. Радиационный мониторинг в Брянском полесье через 21 год после аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология / Д.А. Манзон // М.: Метеорология и гидрология, 2009 №7.
3. Квасникова Е. В., Жукова О.М., Гордеев С.К. Манзон Д.А. Радиоактивное загрязнение Среднерусской возвышенности и её окрестностей через 21 год после аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология / Д.А. Манзон // М.: Метеорология и гидрология, 2009 №11.

В других изданиях

4. Манзон Д.А. Методы мониторинга стареющих в ландшафте полей радиоактивного загрязнения [текст] / Д.А. Манзон // Конференции молодых учёных, посвящённой 70-летию дрейфа «Северный полюс – 1» (10-11 апреля 2008г.): труды института прикладной геофизики имени академика Е. К. Федорова. – М.: ИПГ им. Е.К. Федорова, 2008.
5. Манзон Д.А. Особенности методов радиационного мониторинга полей стареющего в ландшафте загрязнения [текст] / Д.А. Манзон // Конференция «Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы» ИБФ им Н.М. Эмануэля РАН (3-5 июня 2008 г.): сборник материалов международной конференции. – М.: ИБФ им Н.М. Эмануэля РАН, 2008.
6. Квасникова Е.В., Жукова О.М., Манзон Д.А. Геохимические особенности миграции ¹³⁷Cs в полесских ландшафтах через 20 лет после аварии на Чернобыльской АЭС [текст] / Д.А. Манзон // Конференция «Проблемы экологической геохимии в XXI веке» (25-26 июня 2008 г.): тезисы докладов. – Минск.: 2008.
7. Манзон Д.А. Полевые и лабораторные исследования по радиоэкологии восточного чернобыльского следа на территории Российской Федерации [текст] / Д.А. Манзон // 2-ая Международная научная конференция «Геологические проблемы современности» (18-20 сентября 2008г.): доклады. – Владимир.: 2008.
8. Манзон Д.А. Радиационный мониторинг в Брянском полесье через 21 год после аварии на Чернобыльской АЭС [текст] / Д.А. Манзон // Конференция молодых учёных, посвящённая 100-летию Е.К. Федорова (16-19 ноября 2009г.): труды института прикладной геофизики имени академика Е. К. Федорова. – М.: ИПГ им. Е.К. Федорова, 2010.
9. 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» - НИИ-ПРИРОДА, 2009. – 140 с.(в соавторстве).