

*На правах рукописи*

ЛИННИК Виталий Григорьевич

**ЛАНДШАФТНАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ  
ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ:  
ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ СИСТЕМЫ И МОДЕЛИ**

25.00.23 – физическая география и биогеография,  
география почв и геохимия ландшафтов

**А В Т О Р Е Ф Е Р А Т**  
диссертации на соискание ученой степени  
доктора географических наук

Москва – 2008

Работа выполнена в лаборатории регионального геоинформационного анализа Института геохимии и Аналитической химии им. В.И. Вернадского Российской Академии Наук

**Официальные оппоненты:** доктор географических наук  
Владислав Васильевич Сысуев,  
географический факультет МГУ  
им. М.В. Ломоносова

доктор географических наук  
Алексей Юрьевич Ретеюм,  
Московский Государственный  
Университет Инженерной Экологии

доктор географических наук  
Елена Валентиновна Квасникова,  
Институт географии РАН

**Ведущая организация:** Санкт-Петербургский Государственный Университет (СПбГУ), факультет географии и геоэкологии

Защита состоится «\_\_\_\_\_» \_\_\_\_\_ 2008 г. в \_\_\_\_\_ часов на заседании совета по защите докторских и кандидатских диссертаций Д-501.001.13 в Московском государственном университете им. М.В. Ломоносова по адресу: 119991, Москва, ГСП-1 Ленинские Горы, географический факультет, 18 этаж Главного здания, аудитория 1807.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке географического факультета МГУ на 21 этаже.

Автореферат разослан «\_\_\_\_\_» \_\_\_\_\_ 2008 г.

Ученый секретарь совета по  
защите докторских и кандидатских  
диссертаций

Горбунова И.А.

## ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

**Актуальность проблемы.** Атмосферные испытания ядерного оружия в середине XX века привели к глобальному загрязнению техногенными радионуклидами (преимущественно  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ ) окружающей среды. В результате несовершенства используемых технологий на предприятиях ядерно-топливного цикла (ЯТЦ) бывшего СССР были загрязнены пойменные ландшафты рек Теча, Томь, Енисей. Авария на ЧАЭС, произошедшая 26 апреля 1986 г., по масштабам радиоактивного загрязнения окружающей среды превзошла все предыдущие радиационные инциденты.

Радиоэкологическая обстановка загрязненных территорий определяется не только уровнем радиоактивного загрязнения, но также ландшафтными условиями, контролирующими биогенную и абиогенную миграцию радионуклидов. До последнего времени пространственные и временные закономерности ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов не были изучены достаточно полно как из-за методических сложностей, так и вследствие их изменчивости на разных масштабных уровнях.

Применение ландшафтных принципов в радиационном картографировании загрязненных территорий, а также в пространственно-временном моделировании распределения радионуклидов, способствовало проведению комплексных исследований ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов, выявлению условий их концентрирования и рассеяния.

Исследование ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов остается актуальным при организации радиационного мониторинга, планировании реабилитационных мероприятий на загрязненных территориях. Ландшафтный анализ и оценка распределения радионуклидов с использованием ГИС-технологий и моделирования, представленные в работе, являются важным элементом системы радиационной безопасности, направленной на оздоровление радиационной обстановки.

**Цель исследования:** – выявление закономерностей ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов, анализ распределения радионуклидов в ландшафтах на локальном и региональном уровне с использованием геоинформационных технологий и моделирования.

В соответствии с целью исследования в настоящей работе решались **следующие задачи:**

- 1). Разработать методологию ландшафтно-радиационных исследований для выявления факторов ландшафтной дифференциации при атмосферном и водном поступлении техногенных радионуклидов.
- 2). Исследовать ландшафтную дифференциацию и пространственную структуру распределения  $^{137}\text{Cs}$  в полесских ландшафтах Брянской области на разных масштабных уровнях.
- 3). Провести реконструкцию радиационной обстановки в поймах речных систем на основе ландшафтного анализа, определить латеральную миграцию  $^{137}\text{Cs}$  в различных ландшафтных условиях.
- 4). Оценить дифференциацию техногенных радионуклидов в речных бассейнах р.Ипуть, р.Беседь (Брянская область) и поймах р.Теча, р. Енисей на базе векторных и растровых моделей ландшафтных систем.

5). Обосновать и разработать методы геоинформационного моделирования ландшафтной дифференциации загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственной продукции в Брянской области.

**Объект исследования** – пойменные ландшафты в районах работы предприятий ЯТЦ (р.Теча, р.Енисей), а также ландшафты в дальней зоне влияния аварии на ЧАЭС на территории Российской Федерации.

**Предмет исследования** – ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов на разных масштабных уровнях при аэральном и водном загрязнении.

**Методы исследований:** в работе применяются ландшафтно-геофизические методы измерения радиоактивности (методы полевой радиометрии) на стационарных полигонах и профилях. Для характеристики распределения радионуклидов в различных по составу литологических отложениях проводился гранулометрический анализ. Датировка пойменных отложений выполнена по изотопным отношениям  $^{154}\text{Eu}/^{152}\text{Eu}$ . Для реконструкции радиационной обстановки пойменных комплексов использованы ландшафтно-гидрологический анализ и гидродинамическое моделирование. Пространственная корреляция распределения радионуклидов исследуется методами гео-statистики.

**Методологический подход:** в работе использованы ландшафтные принципы исследования техногенных радионуклидов. Пространственное моделирование распределения радионуклидов базируется на использовании геоинформационных технологий: центральное место в ГИС отводится ландшафтному блоку данных, который включает в виде отдельных карт (слоев) факторы, контролирующие концентрирование и рассеяние радионуклидов в ландшафтах.

**Научная новизна работы и теоретический вклад** автора в решение поставленных задач заключаются в следующем:

1. Впервые методически обоснованы принципы организации стационарных ландшафтно-радиационных исследований для пространственного анализа распределения радионуклидов на разных масштабных уровнях.
2. Методом неразрушающего радиационного контроля исследована пространственно-временная структура распределения  $^{137}\text{Cs}$  в зависимости от микрорельефа. Выявлены иерархические пространственные микроструктуры загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ , обусловленные как условиями первичного осаждения, так и последующим перераспределением в зависимости от условий гидроморфизма.
3. Установлена и исследована связь гидрологического режима и русловых процессов с формированием радионуклидного загрязнения пойменных ландшафтов на реках Ипуть, Беседь, Плава, Теча, Енисей. Впервые выявлена барьерная роль водной поверхности при формировании первичного поля распределения  $^{137}\text{Cs}$  в пойменных ландшафтах Брянской области.
4. Получены количественные оценки вклада латеральной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в полесских ландшафтах в интегральную величину стока  $^{137}\text{Cs}$  в бассейне р.Ипуть.
5. Впервые исследована ландшафтная дифференциация радионуклидов в пойменных комплексах р.Енисей (ближняя зона ГХК, г.Железногорск) с использованием геоинформационного анализа. Определен запас  $^{137}\text{Cs}$ , депонированный в пойме р.Енисей.
6. Предложен метод датировки аллювиальных отложений поймы р.Енисей по комплексу признаков: изотопным отношениям европия, длительности затопления.

7. Впервые разработаны и реализованы ландшафтные методы геоинформационного моделирования загрязнения радионуклидами сельскохозяйственной продукции в растровом и векторном формате.

**Защищаемые положения:**

1. Принципиальные закономерности ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов обусловлены двумя типами загрязнения: атмосферным (авария на ЧАЭС) и водным поступлением (сбросы предприятий радиохимического производства).
2. Пространственное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в автоморфных ландшафтах имеет, как правило, случайный некоррелированный характер. В гидроморфных условиях формируются пространственные структуры  $^{137}\text{Cs}$ , коррелированные с формами микрорельефа.
3. Дифференциация  $^{137}\text{Cs}$  в результате аварии на ЧАЭС в пойменных ландшафтах рек Ипуть, Беседь, Плава обусловлена барьерной ролью водной поверхности на момент аэральных выпадений, а также гидродинамическими условиями в период половодья.
4. Дифференциация гамма-излучающих радионуклидов в результате поступления продуктов радиохимического производства в речные системы (р.Теча, р.Енисей) определяется ландшафтно-гидрологическими условиями осаждения взвешенных наносов.
5. Геоинформационное моделирование пространственного распределения техногенных радионуклидов должно выполняться на основе анализа ландшафтных факторов, определяющих их дифференциацию на разных масштабных уровнях.

**Фактический материал.** В работе использованы результаты ландшафтного картографирования долинной части р.Енисей (автор В.В. Сурков) и Брянской области (авторские материалы В.К. Жучковой и Н.И. Волковой), базы данных НПО "Тайфун" по радионуклидному загрязнению населенных пунктов Брянской области, результаты аэрогаммасъемки Брянской области масштаба 1:25000 (Аэрогеология, 1993). Радиационное обследование поймы р.Теча (1994-1996 гг.) выполнено НПТ РЭКОМ (РНЦ Курчатовский Институт) при участии автора. Гидродинамическое моделирование для оценки распределения радионуклидов в пойме р.Ипуть и р.Енисей выполнено В.В. Лутковским.

**Личный вклад.** Автором разработана программа и методика ландшафтно-радиационных исследований в Брянской (1990-2004 гг.), Тульской (2001 г.) областях, в пойме р.Теча (1995-1996 гг.), и р.Енисей (1995г., 1999-2000 гг.). Данные полевой радиометрии по экспериментальным площадкам РНЭЦ (1700 измерений, 1993 г.) получены под руководством автора, данные радиометрических исследований в 1994 г. на 16 площадках НПО «Тайфун» в Брянской области получены при участии автора. Ландшафтный анализ полученных результатов, а также основные теоретические положения и выводы сделаны лично автором. Автору принадлежит разработка алгоритмов компьютерного построения радиоэкологических карт, организация радиоэкологической ГИС на территорию западной части Брянской области (РНЭЦ Госкомчернобыль и МЧС), пойменные ландшафты рек Теча, Енисей.

**Практическая ценность работы.** Автором предложена и организована реперная сеть радиоэкологического мониторинга Госкомчернобыль и МЧС, включающая 19 экспериментальных площадок в наиболее загрязненной радионуклидами западной части Брянской области для проведения стационарных ландшафтно-радиационных исследований. Созданные геоинформационные системы использовались при организации радиоэкологических кадастров в проектах МНТЦ. На основе исследований, обобщенных в диссертации, автором на кафедре ландшафтоведения и физической

географии МГУ читался (1988-2005 гг.) курс лекций "Математические методы в физической географии". Материалы диссертации частично опубликованы в виде учебного пособия (объем 10 п.л.).

**Научные программы, в рамках которых были получены основные результаты диссертации.** Диссертационная работа основана на результатах многолетних исследований (1992-2006 гг.), выполненных автором в рамках «Единой государственной программы по защите населения РФ от воздействия последствий Чернобыльской катастрофы на 1991-1995 гг.»; при выполнении международных проектов ИНТАС (1995-1996, проект 93-1877); трех проектов КОПЕРНИКУС: *STRESS* (1997-1999) EC Contract N: IC15 CT960215, *SPARTACUS* (1998-2000) EC Contract N: IC15 CT9801215, *STREAM* (1999-2002) Contract Number ERB IC15-CT98-0219; по программам МНТЦ "Радиационное наследие бывшего СССР" (RADLEG, RADINFO), в которых автор был научным руководителем или координатором выполняемых работ.

**Апробация работы.** Основные положения диссертационной работы докладывались на следующих конференциях и симпозиумах: VIII Всесоюзном совещании по ландшафтоведению (Львов, 1988), I Всесоюзном научно-техническом совещании по итогам ЛПА на ЧАЭС (Чернобыль, 1988), Всесоюзном совещании "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере" (Пущино, 1991), Международном симпозиуме в Японии по глобальным изменениям окружающей среды и использованию ГИС (Асахикава, 1991), Научной конференции в Венгрии "Новые стратегии для устойчивого сельскохозяйственного развития" (Гедолло, 1993), Международной конференции в США по проблемам захоронения радиоактивных отходов (Атланта, 1994), 18 Международной картографической конференции в Швеции (Стокгольм, 1997), Международной конференции "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях" (Москва, 2000; 2005), XV пленарном межвузовском координационном совещании по проблеме эрозионных, русловых и устьевых процессов (Волгоград, 2000), Сергеевских чтениях (Москва, 2001, 2002, 2004, 2006), Всероссийской конференции «Научные аспекты экологических проблем России» (Москва, 2001), 20 Международной картографической конференции в Китае (Пекин, 2001), 5-ой Международной конференции по радиоактивному загрязнению Арктики и Антарктики (С.-Петербург, 2002), 2-ом Международном симпозиуме в Финляндии по загрязнению окружающей среды Арктики (Рованиemi, 2002), Четвертой Российской биогеохимической школе (Москва, 2003), V Биогеохимических чтениях, посвященных памяти В.В. Ковальского (Москва, 2004), Международной конференции "Экология антропогена и современности: природа и человек" (Волгоград-Астрахань, 2004), Всероссийской конференции «Экспериментальная информация в почвоведении: теория и пути стандартизации» (Москва, 2005), XI Международной ландшафтной конференции (Москва, 2006), Международной научной конференции «Геохимия биосферы (к 90-летию А.И. Перельмана)» (Москва, 2006), II Международной научной конференции «Современные проблемы загрязнения почв» (Москва, 2007), Международном семинаре «Проблемы очистки и реабилитации территорий, загрязненных радиоактивными материалами» (Москва, 2007).

**Публикации.** По теме диссертации опубликовано 130 работ. Из них: коллективные монографии и учебные пособия (7), статьи в журналах из Перечня ВАК (12), в зарубежных реферируемых изданиях (9).

**Структура и объем диссертации.** Диссертация состоит из введения, шести глав, заключения, списка использованных источников из 335 наименований. Общий объем работы 304 страницы, включая 117 рисунков, 26 таблиц.

**Благодарности.** Автор выражает глубокую признательность сотрудникам НПО «РЭКОМ» А.П. Говоруну и В.Н. Потапову, разработавшим методы полевой радиометрии и принимавшим непосредственное участие в полевых исследованиях; коллегам ГЕОХИ РАН за помощь и содействие в выполнении данной работы: А.Г. Волосову, Е.М. Коробовой, А.И. Кувылину, А.В. Соколову, П.В. Соколову, а также В.В. Лутковскому (УкрНИГМИ, г.Киев), В.П. Мартыненко (НПО «Тайфун», г.Обнинск), Ф.В. Моисеенко (Новозыбковский филиал ВИА), А.Н. Носову (Атомэнергопроект), Савельеву А.А. (Казанский университет), Суркову В.В. (Географический факультет МГУ). Автор глубоко признателен С.Б. Андриюшиной за помощь в построении цифровых карт и оформлении работы.

## СОДЕРЖАНИЕ И ОСНОВНЫЕ ПОЛОЖЕНИЯ РАБОТЫ

**Во введении** обосновывается актуальность темы, излагаются цели работы, сформулированы основные положения, составляющие предмет защиты. Рассмотрены задачи анализа пространственного распределения радионуклидов в ландшафтах с использованием ГИС-технологий на примере аварии на Чернобыльской АЭС, а также технологических сбросов жидких радиоактивных отходов радиохимических производств в речные системы (р.Теча, р.Енисей).

### Глава I. Радиоэкологические исследования загрязненных техногенными радионуклидами ландшафтов

Ландшафтно-радиоэкологические исследования служат основой пространственного анализа распределения радионуклидов, оценки эффективности контрмер, оптимизации сельскохозяйственного и лесохозяйственного использования загрязненных радионуклидами территорий.

Загрязнение окружающей среды искусственными радионуклидами связано с испытаниями ядерного оружия на полигонах в США и СССР. Стратосферный перенос продуктов ядерных испытаний обусловил глобальный характер радионуклидного загрязнения окружающей среды. Изотопный состав глобальных выпадений сформирован долгоживущими  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (Израэль, 1974; Болтнева и др., 1977), которые, оседая на почву, вовлекаются в биогеохимический круговорот.

Другой крупный источник радиоактивного загрязнения – это сбросы предприятий радиохимического производства в речные системы Течи, Исети, Томи, Енисея. Особенно тяжелые последствия наблюдались на р.Теча, где в период с 1949г. по 1956 г. было сброшено около 110 ПБк (2,8 МКи) радиоактивных веществ, что привело к загрязнению р.Теча на всем ее протяжении (Радиационные аварии, 2001). Фундаментальные радиоэкологические исследования были проведены на Южном Урале при ликвидации последствий радиационной аварии на ПО «Маяк» 29 сентября 1957 г.

В комплексных радиоэкологических исследованиях миграции техногенных радионуклидов в природных ландшафтах и агроценозах принял участие широкий круг специалистов (Алексахин, Нарышкин, 1977; Криволуцкий, 1983; Романов, 1993; Тихомиров, 1985).

В этот период берут начало ландшафтно-геохимические исследования миграции радионуклидов, изучение перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в зависимости от почвенно-геохимической обстановки (Павлоцкая, 1974; Тюрюканова, 1974), моделирование миграции  $^{90}\text{Sr}$  в почве (Поляков, 1970; Прохоров, 1981) и в ландшафте с учетом особенностей его вертикальной структуры (Анохин, 1974).

Принципиально новый этап в радиоэкологических исследованиях связан с работами по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской атомной станции (ЧАЭС). В результате аварии на ЧАЭС 26 апреля 1986 г. радиационному загрязнению подверглись многие регионы - в наибольшей степени пострадали Украина, Беларусь и Россия. Основное радиоактивное загрязнение в настоящее время обусловлено  $^{137}\text{Cs}$ , суммарный выброс которого составил 2,06 МКи (Израэль, 2000).

В начальный период ликвидации последствий аварии на ЧАЭС основное внимание было уделено прогнозу радиационной обстановки в 30-км зоне (Чернобыль..., 1990; Собонович и др., 1992).

Впервые ГИС-технологии для пространственного радиоэкологического моделирования были использованы в СКТБ ММС Института кибернетики НАН Украины (г.Киев). Представления о морфологической структуре ландшафта (Солнцев, 2001) были ключевыми при решении следующих задач: 1) моделировании поверхностного смыва радионуклидов весной 1987 г. в 30-км зоне (Давыдчук, Линник и др., 1988); 2) ландшафтном обосновании реперной сети радиационного мониторинга 60-км зоны ЧАЭС (Давыдчук, Линник, 1988) и 3) построении карт радиоактивного загрязнения (Линник, 1989; Линник и др., 1990).

Ландшафтный блок ГИС (Давыдчук, Линник, 1989) включает карты условий биогенной и абиогенной миграции техногенных радионуклидов. Представлена классификация ландшафтов по условиям миграции радионуклидов в 30-км зоне ЧАЭС (Давыдчук и др., 1994).

В России радиоактивному загрязнению подверглись значительные площади сельскохозяйственных угодий и лесных массивов. Максимальные уровни загрязнения отмечены в западной части Брянской области в полесских ландшафтах с высокой интенсивностью биогеохимической миграции  $^{137}\text{Cs}$ . Ущерб, нанесенный сельскому хозяйству, дал основание считать аварию на ЧАЭС «сельской» аварией (Алексахин и др., 2006). Поэтому повышенное внимание уделялось выявлению факторов, влияющих на миграцию радионуклидов в агроландшафтах и разработке защитных мер по снижению их миграции в трофической цепи человека (Ратников и др., 1992; Воробьев, 1996; Алексахин и др., 1997; Маркина и др., 1997; Санжарова, 1997; Фесенко и др., 1998; Белоус и др., 2002).

Для долговременного прогноза радиоэкологической обстановки в луговых экосистемах и агроценозах разработаны динамические модели миграции  $^{137}\text{Cs}$  (Fesenko et.al., 1995; 1997), предложены принципы радиоэкологического мониторинга агроэкосистем (Санжарова, 1997). Комплексные радиоэкологические исследования в лесных экосистемах (Тихомиров и др., 1990; Щеглов, 2000) послужили основой построения математических моделей миграции радионуклидов (Мамихин, 2003).

Концепция биогеохимического самоочищения радиоактивно загрязненных территорий (Собонович, Долин, 2006), а также кинетическая модель трансформации форм нахождения техногенных радионуклидов в различных ландшафтах (Бондаренко, 2006) служат основой для радиоэкологических оценок и прогнозов.

Крупномасштабные исследования распределения радионуклидов в ландшафтах имеют важное методическое значение для выявления факторов и механизмов формирования техногенных геохимических аномалий. После аварии на ЧАЭС, «чернобыльский»  $^{137}\text{Cs}$  начал использоваться при исследовании эрозионно-аккумулятивных процессов (Голосов, 2000), оценки транспорта и осаждения взвешенных наносов в речных системах (Walling, 1989; Panin et.al., 2001).

Итогом проведения масштабных исследований по радиационному мониторингу окружающей среды после аварии на ЧАЭС было создание атласов радиационного загрязнения территории СНГ и Западной Европы (Израэль и др., 2000; Квасникова, 2000; Израэль, Квасникова, 2007).

Пространственно-временная организация ландшафтов на разных масштабных уровнях, как основа радиоэкологической оценки загрязненных территорий, исследуется методами картографирования (Николаев, 1979; Преображенский и др., 1988; Исаченко, 1991; 2004; Мамай, 2005; Чистяков, 2006), а также методами математического моделирования (Сысуев, 1986; Симонов, 1987; Арманд, 1988; Пегов, Хомяков, 1991; Кошелева, 2003; Пузаченко, 2004; Черкашин, 2005; Виктор, 2006).

Базовые концепции ландшафтоведения (Дьяконов, 2005) используются для решения различных задач экологических экспертиз (Дьяконов, Дончева, 2002), включая радионуклидное загрязнение, а также для управления природными ресурсами этих территорий (Ретеюм, 2004; 2006).

Ландшафтно-геохимические (Перельман, Касимов, 1999; Глазовская, 2002) и радиоэкологические принципы картографирования с использованием геоинформационных технологий (Линник, Хитров, Коробова, 1991) были предложены для пространственной оценки и прогноза радиоэкологических ситуаций.

Методы геоинформационного картографирования (Сербенюк, 1990; Кошкарев, Тикунов, 1993; Берлянт, 1997; Лурье, 2000; Новаковский и др., 2000) используются для выявления связи радионуклидного загрязнения с ландшафтными условиями.

Ландшафтно-радиационный анализ загрязненных территорий базируется на следующих принципах: 1) ландшафтная модель территории служит системным интегратором отраслевых карт; 2) картографическая база данных ГИС, организованная по слоям, включает факторы миграции техногенных радионуклидов; 3) информационное обеспечение моделей основано на результатах специальных исследований на стационарных ландшафтно-радиационных полигонах.

## **Глава II. Принципы и методы организации ландшафтно-радиоэкологических исследований**

Ландшафтно-радиоэкологические исследования, как часть системы радиационного мониторинга, ориентированы на решение задач по реабилитации загрязненных радионуклидами территорий и обеспечение условий безопасного проживания населения.

Исследование ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов при аэральном (авария на ЧАЭС) и водном поступлении (сбросы предприятий радиохимического производства) проводится на стационарных полигонах и профилях, принципы организации которых рассмотрены в работах (Снытко, 1978; Крауклис, 1979; Дьяконов, 1988; Беручашвили, Жучкова, 1997; Мамай, 2005; Николаев, 2005; Сочава, 2005; Петлин, 2006). Основное назначение ландшафтно-радиационного мониторинга

– выявление связи радионуклидного загрязнения с ландшафтным строением территории.

В 1992 г. в наиболее загрязненной западной части Брянской области была организована сеть мониторинга РНЭЦ Госкомчернобыль РФ. На данной территории преобладают полесские и предполесские ландшафты, среди которых отдельными вкраплениями расположены моренные холмы и гряды (Волкова, 1989). Центральная часть района исследований пересекается долиной р. Ипуть с развитыми надпойменными террасами. Исследования проводились на 19 экспериментальных площадках (рис.1) общей площадью 17,64 га (8 луговых, 11 лесных), организованных в ландшафтные катены в пределах водосборных бассейнов притоков р.Ипуть.

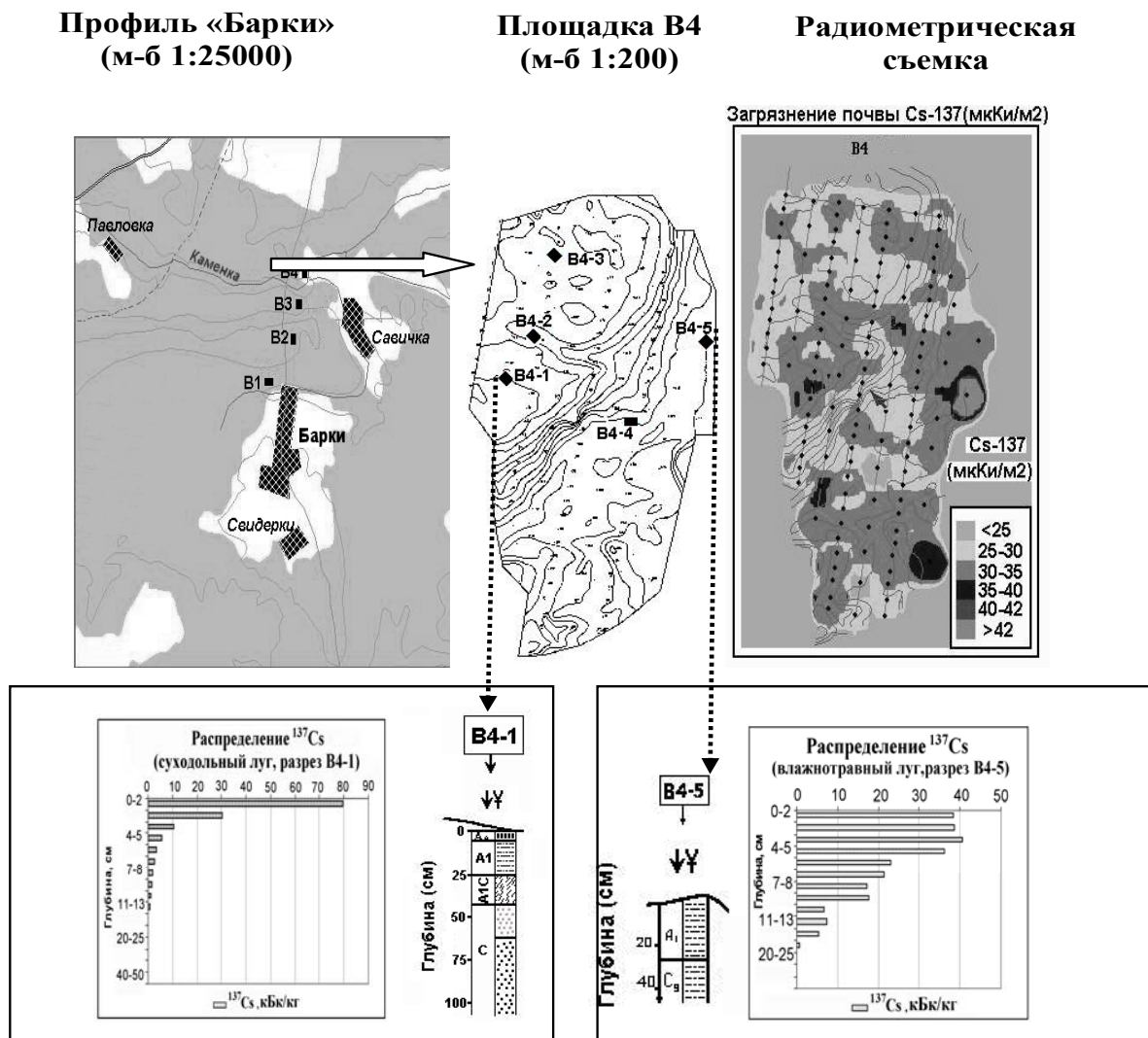


Рис. 1. Ландшафтно-радиоэкологические исследования на стационарных площадках в Брянской области (профиль «Барки», луговая площадка В4)

Площадки характеризуют бассейны рек второго порядка, которые можно рассматривать как каскадно-геохимические системы (Касимов, 2006), или геосистемы (Дьяконов, 1988; Ретеюм, 1988) с однонаправленным потоком вещества (в данном случае радионуклидов).

Радионуклидное загрязнение площадок (диапазон среднего уровня загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  равен 20-49 мкКи/м<sup>2</sup>) относится к конденсационному типу выпадений, однако на

отдельных площадках выявлены признаки наличия тугоплавких элементов  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ ,  $^{238,239,240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , что свидетельствует о присутствии в выпадениях диспергированного реакторного топлива (Тер-Сааков и др., 1996; Стукин, 2001).

На каждую площадку был разработан ландшафтно-радиационный паспорт, который включал: топографический план масштаба 1:200 (сечение горизонталей 20 см) с фиксацией отдельно стоящих деревьев, анализ геолого-литологического строения и гидрогеологических условий (по результатам бурения 1-3 скважин), почвенные и геоботанические описания. Радиационные исследования включали определение изотопного состава радионуклидов, их запаса, оценку вертикальной и горизонтальной миграции радионуклидов, получение коэффициентов перехода «почва-растение».

Для оценки радиоактивного загрязнения использовались как традиционные методы отбора проб с дальнейшим определением изотопного состава и удельной активности в лабораторных условиях на спектрометре, так и методы неразрушающего контроля – полевые радиометрические измерения, а также данные аэрогаммасъемки.

Методы полевых радиометрических измерений содержания  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове были разработаны сотрудниками Курчатовского Института (Говорун и др., 1994). Измерения проводились с помощью радиометра "КОРАД" с коллимированным спектрально-чувствительным детектором, который определяет поверхностную активность  $^{137}\text{Cs}$  с пространственным разрешением  $\sim 2 \text{ м}^2$  при заглублении радионуклидов до 30-40 см в почве (Chesnokov et. al., 1997; 1999). Для анализа распределения  $^{137}\text{Cs}$  в зависимости от ландшафтного строения была предложена специальная методика (Говорун, Линник, 1995).

Измерения техногенных радионуклидов в донных отложениях рек Ипуть, Плава, Енисей проводились с помощью спектрометрического датчика, погружаемого на дно водоема (Потапов и др., 2001). Для верификации полученных данных производился отбор проб с последующим лабораторным определением удельной активности радионуклидов.

Для измерений радиометром "КОРАД" в пойме р. Енисей потребовалась модификация существующей методики из-за влияния присутствующих техногенных радионуклидов  $^{60}\text{Co}$  и  $^{152,154}\text{Eu}$ , что позволило оценить суммарный вклад излучений  $^{60}\text{Co}$  и  $^{152,154}\text{Eu}$ .

При проведении ландшафтно-радиационных исследований пойменных комплексов р.Енисей использовался целый набор методов, включающий ландшафтное профилирование с проведением радиометрических измерений, составление фациальных карт, характеризующих распределение аллювиальных отложений, литологическое описание почвенных разрезов, отбор проб для дальнейшего гранулометрического, геохимического и минералогического анализа. Размещение точек измерения плотности загрязнения радионуклидами на профиле выполнялось исходя из анализа длительности затопления различных элементов пойменного ландшафта, а также характера русловых процессов в период половодья.

В 1994 г. на 16 площадках НПО «Тайфун» в западной части Брянской области в различных ландшафтных условиях в диапазоне загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  0,5-200 мкКи/м<sup>2</sup> была выполнена верификация радиометрических измерений прибором КОРАД (Мартыненко, Линник и др., 2003).

Для этого с площади детектирования  $\sim 2 \text{ м}^2$  в пятикратной повторности отбирались контрольные пробы: с верхнего горизонта почву отбирали стандартным сталь-

ным кольцом диаметром 14 см и высотой 10 см, до глубины 30 см - пробоотборник диаметром 8 см.

Статистические параметры результатов съемки радиометром «КОРАД» и отбора проб, нормированного по средней концентрации  $^{137}\text{Cs}$ , представлены в табл.1.

Таблица 1.

Статистические параметры результатов съемки радиометром «КОРАД» и отбора проб (Мартыненко, Линник и др., 2003).

|       | N  | Сред-<br>нее | Меди-<br>ана | Мини-<br>мум | Макси-<br>мум | Ст.<br>откл<br>(Std) | Асси-<br>метрия | Экс-<br>цесс |
|-------|----|--------------|--------------|--------------|---------------|----------------------|-----------------|--------------|
| КОРАД | 51 | 1,00         | 1,00         | 0,86         | 1,21          | 0,077                | 0,588           | 0,427        |
| ПРОБЫ | 76 | 0,999        | 1,005        | 0,57         | 1,58          | 0,156                | 0,70            | 2,62         |

Верификация радиометра «КОРАД» (85 точек) по результатам измерений НПО «Тайфун», РНЭЦ Госкомчернобыль РФ, ГЕОХИ РАН а также зарубежными специалистами (Roed et. al., 1996; Heinemann, Hille, 1997) представлена на рис.2.

Уравнение регрессии имеет вид:

$$Y=0,0142+0,9975X \quad (1)$$

Относительное среднее квадратичное отклонение результатов составляет 22,6%.

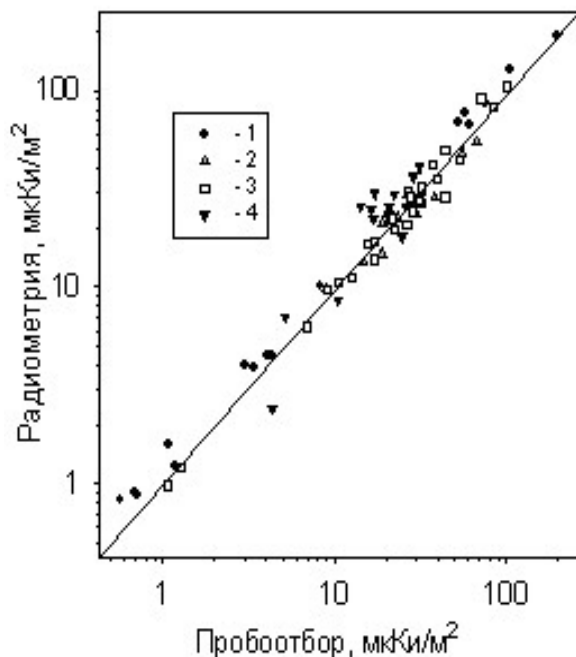


Рис.2. Результаты верификации радиометра РКГ-09Н «КОРАД», выполненные в период 1993-2002 гг.: 1 – НПО «Тайфун» в Брянской области (16 площадок, 1994 г.); 2 – РНЭЦ Госкомчернобыль РФ в Брянской области (12 площадок, 1993 г.); 3 — ГЕОХИ РАН в Брянской и Тульской областях (1995 –2002 гг.); 4 - зарубежными специалистами (Roed et. al., 1996; Heinemann, Hille, 1997).

Анализ распределения запаса  $^{137}\text{Cs}$  (табл.1), нормированного по средней концентрации  $^{137}\text{Cs}$  показал, что отношение стандартного отклонения содержания радионуклида в пробах почвы ( $S_{\text{проба}}=1,5 \times 10^{-2} \text{ м}^2$ ) к стандартному отклонению, полученному по данным радиометрической съемки ( $S=2 \text{ м}^2$ ), совпадает с отношением натуральных логарифмов площади радиометра «КОРАД» к площади отобранных проб и примерно равно 0,5:

$$\frac{Std(^{137}\text{Cs}_{\text{КОРАД}})}{Std(^{137}\text{Cs}_{\text{проба}})} = \frac{\ln S_{\text{проба}}}{\ln S_{\text{КОРАД}}} \approx 0,5 \quad (2)$$

Входными параметрами пространственных радиоэкологических моделей служат результаты аэрогаммасъемки (масштаб 1:25000, сетка 100x100м). Для корректировки данных аэрогаммасъемки (АГ) проведено их сравнение с результатами полевой радиометрии (КОРАД) и данными отбора проб (Пробы), полученными для различных ландшафтных условий на стационарных площадках РНЭЦ ( $S \sim 10^4$  м), а также микроплощадках ( $2\text{ м}^2$ ) НПО «Тайфун»: 1)пробы/КОРАД; 2)пробы/АГ; 3)КОРАД/АГ (рис.3).

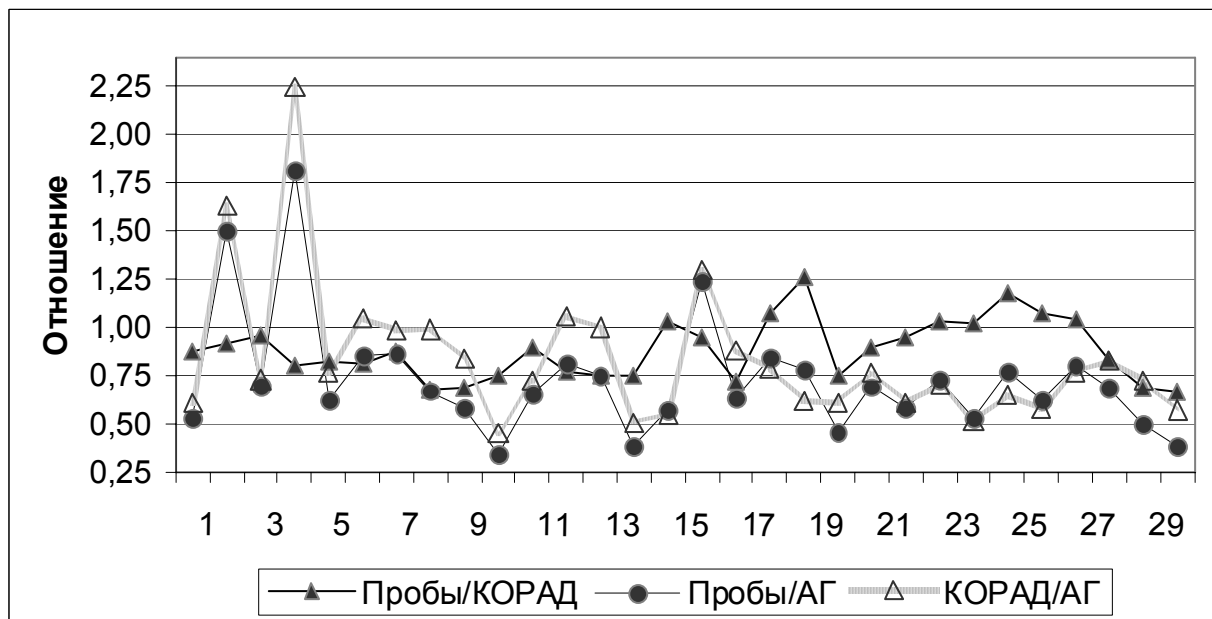


Рис.3. Сравнение результатов аэрогаммасъемки (АГ), полевой радиометрии (КОРАД), отбора проб (Пробы). 1-16 – микроплощадка ( $2\text{ м}^2$ ) НПО «Тайфун», 1994 г. (1-4 - агроценозы; 5-9 – суходольный луг; 10-14 – влажнотравный луг; 15-16 – хвойный лес). 17-30 площадки ( $S \sim 10^4\text{ м}$ ) РНЭЦ Госкомчернобыль и МЧС, 1993 г. (17-22 - автоморфный хвойный лес; 23,24 – гидроморфный лес; 25-28 – влажнотравный луг; 29-нарушенный суходольный луг; 30 – мелиорированный торфяник).

Полученное уравнение регрессии, связывающее результаты анализа отобранных проб и данные аэрогаммасъемки, которое используется для процедуры апскейлинга, имеет вид:

$$^{137}\text{Cs}_{\text{(ПРОБА)}} = 2,9389 + 0,554 * \text{АГ} \quad r=0,97, n=30 \quad (3)$$

Уравнение (3) было использовано для оценки дифференциации  $^{137}\text{Cs}$  по группам урочищ в ландшафтах Брянской области.

На данной территории преобладают моренные холмы с дерново-подзолистыми супесчаными почвами (на их долю приходится 28,86% площади и 27,19% запаса  $^{137}\text{Cs}$ ), полесские ландшафты с полугидроморфными супесчаными/песчаными почва-

ми (занимают 38,36% площади и содержат 40,36% запаса  $^{137}\text{Cs}$ ), днища долин стока и долины малых рек, используемые как луга и сенокосы (на их долю приходится 14,2% площади и 14,2 % запаса  $^{137}\text{Cs}$ ), а также торфяники с максимальным накоплением  $^{137}\text{Cs}$  в продукции растениеводства (7% площади и 7% запаса  $^{137}\text{Cs}$ ).

### Глава III. Вариабельность и пространственная корреляция распределения $^{137}\text{Cs}$ на микроландшафтном уровне

Анализ влияния ландшафтных факторов на пространственную корреляцию распределения  $^{137}\text{Cs}$  в зависимости от микрорельефа и оценка вариабельности распределения данного изотопа, служат основой для исследования процессов латеральной и вертикальной миграции. Анализ распределения  $^{137}\text{Cs}$  в связи с ландшафтными факторами может быть полезным в методическом плане для исследования пространственно-временной организации геосистем (Дьяконов, Солнцев, 1998; Дьяконов, 2005), при создании физико-математических ландшафтных моделей (Сысуев, 2003; Сысуев, Алещенко, 2005). Моделирование ландшафтной дифференциации влажности почвы в зависимости от параметров микрорельефа выполнено в работе (Florinsky, Kuryakova, 2000). Моделирование распределения  $^{137}\text{Cs}$  как метки также может быть использовано для исследования ландшафтной неоднородности и выявления разно-масштабных иерархических структур (Пузаченко и др., 2002), характеризующих интенсивность ландшафтообразующих процессов.

Анализ распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почве элементарных природных комплексов выявил его существенную пространственную неоднородность (Квасникова и др., 2002; Golosov, 2003). Моделирование пространственной корреляции  $^{137}\text{Cs}$  было выполнено на примере почвенного покрова 30-км зоны ЧАЭС (Хомутигин и др., 2001).

Исследование пространственной структуры загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  и его связи с параметрами рельефа проводилось в 1993 г. на водноледниковой песчаной междуречной равнине с дерново-подзолистыми почвами на 4 площадках профиля «Барки» (рис.1). Лесные площадки В2, В3 характеризуют автоморфные условия, В1- гидроморфные условия, В4 - ландшафтные условия долин малых рек.

Детальные исследования иерархических структур загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  и его вариабельности были проведены на площадке В1 (рис.4), расположенной в нижней части пологого склона южной экспозиции (ельник-черничник и осинник с перегнойно-мелкоподзолистой поверхностно-оглеенной почвой с мощностью оторфованной подстилки до 10 см).

Влияние микрорельефа на распределения  $^{137}\text{Cs}$  исследовалось на гидроморфной (В1-1) и полугидроморфной (В1-2) микроплощадках размером 10x10 м. Радиометрические измерения на В1, В1-1, В1-2 проводились по сетке 10x10 м и 2x2 м. На площадке В1-1-1 шаг съемки составлял 0,5 м.

Коэффициент вариации запаса  $^{137}\text{Cs}$  для всей площадки В1 равен 25%, что достаточно близко (28,2%) к данным, полученным для слабоподзолистой иллювиально-железистой песчаной почвы в западной части Брянской области (Щеглов, 2000).

Установлено, что неоднородность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  возрастает по мере увеличения гидроморфизма. Вариабельность запаса  $^{137}\text{Cs}$  минимальна в полугидроморфной части площадки В1-2 (9%) и максимальна в гидроморфной – В1-1 (36%).

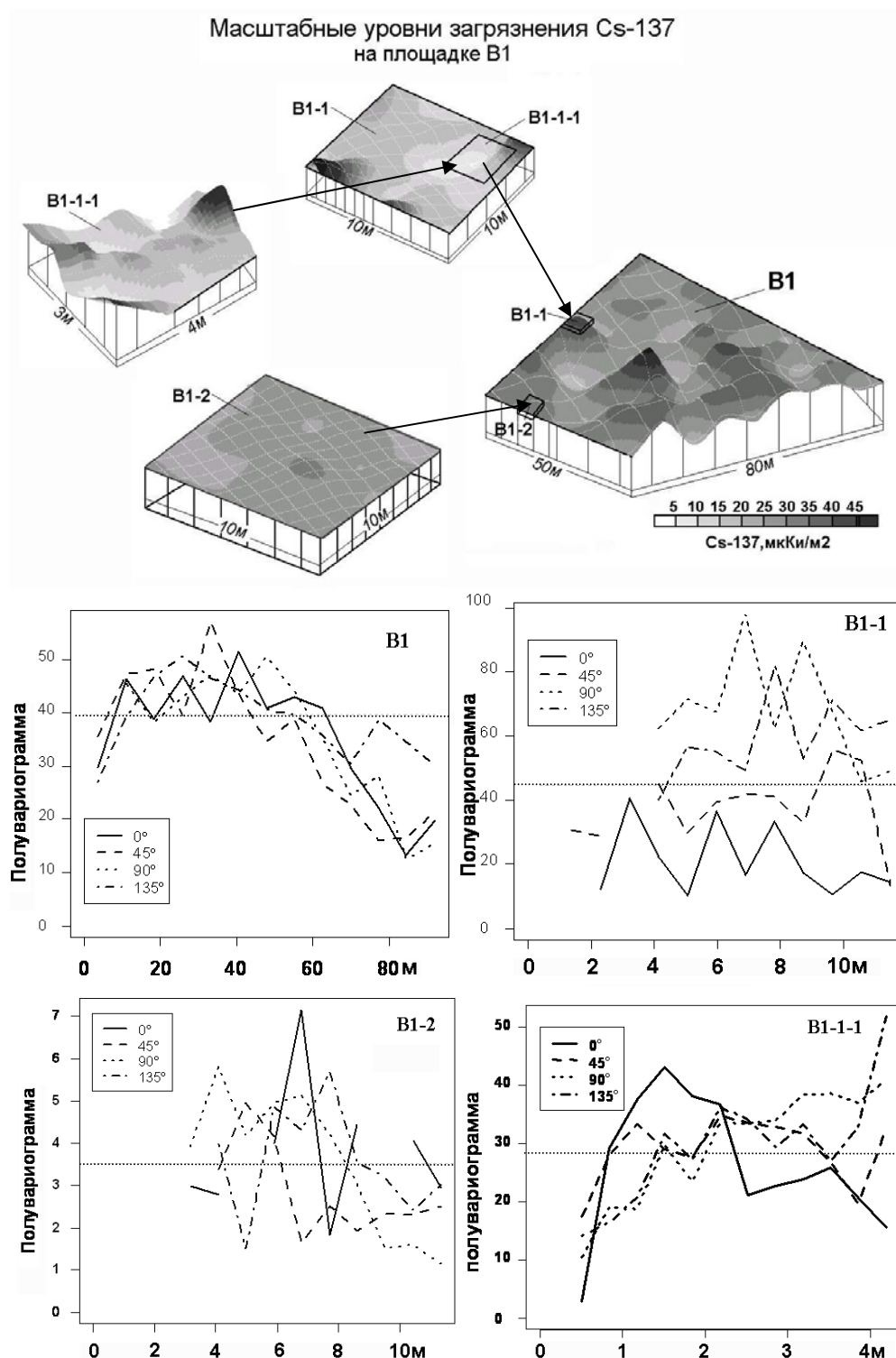


Рис. 4. Масштабные уровни загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  и вариограммы распределения  $^{137}\text{Cs}$  на площадке В1 и микроплощадках В1-1, В1-2, В1-1-1 (1993 г.)

В автоморфных лесных условиях (площадки В2, В3) коэффициент вариации загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  равен 14-16%, на лугу (В4) неоднородность минимальна – 12%.

Геостатистические модели стали составной частью геоинформационных технологий (Burrough and McDonnell, 1998) для анализа пространственных структур (построение вариограмм), пространственной интерполяции (кригинг), оценки точности пространственных моделей. Пространственная корреляция запаса  $^{137}\text{Cs}$  оценивается по фактическим данным с помощью экспериментальной вариограммы  $\gamma(h)$ :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n [Z(x_i + h) - Z(x_i)]^2 \quad (4)$$

где  $x_i$  и  $x_i + h$  точки измерений на расстоянии  $h$ ,  $Z(x_i)$  и  $Z(x_i + h)$  – измеренные значения плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в соответствующих точках, и  $n$  – это общее число пар точек измерения радиометром КОРАД.

Для определения возможной анизотропии поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  по экспериментальным данным рассчитывается вариограмма по четырем направлениям: 0, 45, 90 и 135 градусов.

В пределах всей площадки В1 (рис. 4) методами геостатистического анализа выявлены структуры размером порядка 30-40 м, связанные с чередованием гидроморфных и полугидроморфных участков. В полугидроморфных условиях (В1-2) распределение  $^{137}\text{Cs}$  имеет случайный характер и пространственно не коррелировано.

В гидроморфной части (В1-1, В1-1-1) распределение  $^{137}\text{Cs}$  характеризуется наличием пятен размером порядка 5 метров, а по направлению стока – размером 1,5-2 м. Появление этих структур связано с процессами латеральной миграции  $^{137}\text{Cs}$ .

Для автоморфных лесных ландшафтов характерно отсутствие пространственной корреляции запаса  $^{137}\text{Cs}$ , а появление отдельных пятен  $^{137}\text{Cs}$  размером 5 м и 15-18 м обусловлено, вероятнее всего, комплексом факторов: интенсивностью выпадения осадков, различным породным составом и сомкнутостью крон.

Радиометрическими измерениями на безградиентных участках с шагом 20 см подтверждены результаты коррелированности запаса  $^{137}\text{Cs}$  на расстоянии до 0,5 м (Хомутинин и др., 2001).

В качестве параметров микроландшафта, контролирующих распределение  $^{137}\text{Cs}$ , рассматривались: 1) значение оператора Лапласа (Laplace); 2) высота (Н); 3) X, Y-координата. Значение оператора Лапласа рассчитывалось по формуле:

$$\nabla(\nabla f) = \Delta f = \left( \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} \right) f(x, y) \quad (5)$$

где  $f(x, y)$  – функция рельефа.

Предполагается, что распределение  $^{137}\text{Cs}$  обусловлено формами микрорельефа. Отрицательные значения оператора Лапласа соответствуют зонам сноса (выпуклые формы микрорельефа), положительные – зонам накопления (вогнутые формы).

Для определения зависимости распределения  $^{137}\text{Cs}$  от указанных параметров микроландшафта использовались обобщенные аддитивные модели. Модель рельефа (по детальной и генерализованной сетке) строилась с использованием многоуровневых сплайнов (Saveliev et. al., 2005). Цифровая модель (рис.5) характеризует элементы рельефа площадки В1 с характерным размером порядка 0,5 метра.

По результатам моделирования по детальной и генерализованной сетке получено (Linnik, Saveliev et.al., 2007), что в зонах аккумуляции запас  $^{137}\text{Cs}$  ниже при положительных значениях оператора Лапласа ( $\text{Laplace}_1 > 0 = 24,73$ ;  $\text{Laplace}_2 > 0 = 24,89$ ), в зонах сноса, выделенных по отрицательным значениям оператора Лапласа ( $\text{Laplace} < 0 = 26,45$ ;  $\text{Laplace}_2 < 0 = 26,46$ ), запас  $^{137}\text{Cs}$  выше.

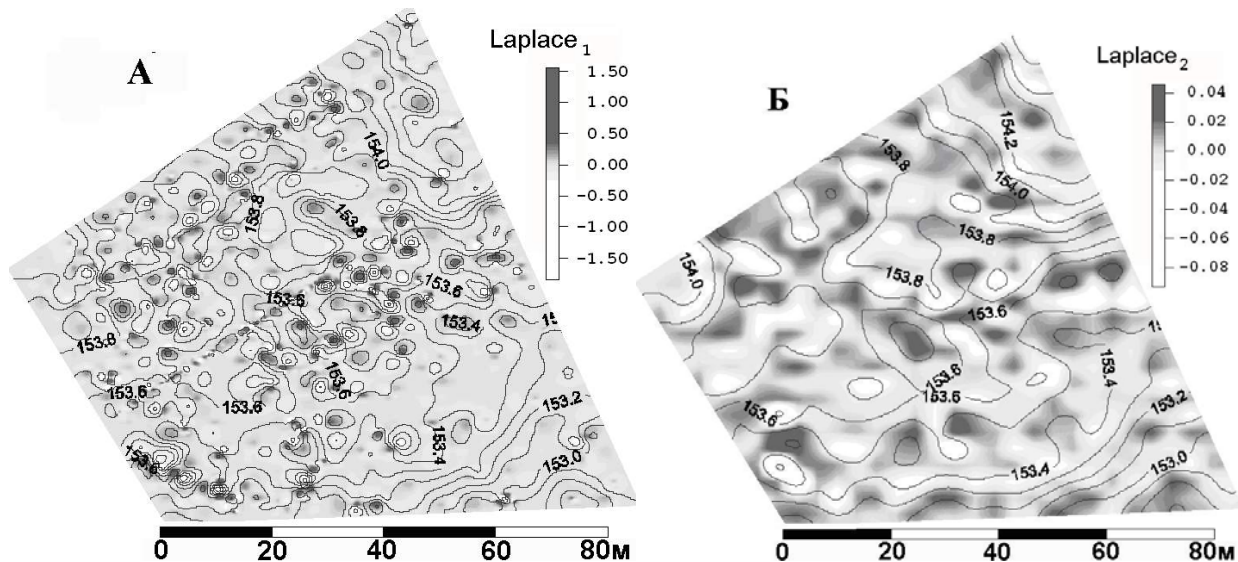


Рис.5. Зоны сноса (выпуклые формы, белый цвет) и зоны аккумуляции – (вогнутые формы, черный цвет) на площадке В1 согласно значению оператора Лапласа по детальной сетке (А) и генерализованной сетке (Б)

Таким образом, выявленный инверсионный эффект в распределении запаса  $^{137}\text{Cs}$  свидетельствует о преобладании процесса выноса  $^{137}\text{Cs}$  в результате поверхностного и внутримодосточного стока в первые годы после аварии на ЧАЭС.

Повторная радиометрическая съемка части площадки В1 с шагом 1 м (2004 г.) выявила снижение вариальности запаса  $^{137}\text{Cs}$  (20,7%) по сравнению с 1993 г. (24,5%), что свидетельствует о затухании миграции  $^{137}\text{Cs}$  вследствие его фиксации в почве и выравнивании градиентов загрязнения на локальном уровне.

#### Глава IV. Ландшафтная дифференциации техногенных радионуклидов в бассейнах речных систем в результате аварии на ЧАЭС

Закономерности физической организации функционирования бассейнов определяются стоком поверхностных вод и твердого вещества (Симонов, Симонова, 2004), поэтому оценка смыва радионуклидов может быть показателем интенсивности латеральных процессов в ландшафте.

Перенос радионуклидов в речных системах (Zheleznyak et.al., 1992; Voitsek-hovitch et.al., 1994), как и других загрязнителей, связан с характером русловых процессов (Чалов, 1997), осаждение аллювиальных отложений на пойме определяется типом взаимодействия руслового и пойменного потоков (Барышников, Попов, 1988).

Длительное время основное внимание исследователей уделялось транспорту радионуклидов преимущественно в русловой части (Walling & Quine, 1993), а их перераспределение в пределах поймы и связь с ландшафтно-гидрологическими условиями практически не рассматривались. Поскольку  $^{137}\text{Cs}$  прочно сорбируется почвенными частицами, то его перераспределение используется как для оценки интенсивности эрозионно-аккумулятивных процессов (Голосов, 2000), так и трансформации полей радионуклидного загрязнения (Квасникова и др., 2002).

Бассейны рек Ипуть и Беседь, как наиболее загрязненные части территории Брянской области, продолжают оставаться источниками поступления радионуклидов в р.Днепр (Жукова и др., 1997; 2001; Вакуловский и др., 2000; Новицкий, 2006). В

первые 4 года после аварии наблюдался максимальный вынос  $^{137}\text{Cs}$ , а коэффициент смыва  $^{137}\text{Cs}$  из бассейна р.Ипуть был в 3-4 раза выше, чем из бассейна р.Беседь. В 1987 г. смыв в бассейне р.Ипуть составил 0,189%, в бассейне р. Беседь – 0,037%. Благодаря фиксации  $^{137}\text{Cs}$  в почве его смыв в последующие годы снизился - до 0,004% (бассейн реки Ипуть) и - 0,002% (бассейн реки Беседь) в 1998 г. (Кудельский и др., 2000).

Разница в интенсивности выноса  $^{137}\text{Cs}$  в двух бассейнах связывается с более высоким гипсометрическим положением р.Ипуть (210 м) по сравнению с р.Беседь (170 м), а также с различиями в формах нахождения  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове, литологии, мощности и водопроницаемости зон аэрации, степени заболоченности территории (Кудельский и др., 2000).

Для оценки роли ландшафтного строения пойм рек Ипуть и Беседь в выносе  $^{137}\text{Cs}$  был выполнен расчет распределения  $^{137}\text{Cs}$  (данные аэрогаммасыёмки) в пойменных ландшафтах этих речных систем. В пойме р.Ипуть содержится 8,6% запаса  $^{137}\text{Cs}$  в бассейне, тогда как в пойме р.Беседь – 4,2%. Более того, заболоченные поймы низкого и среднего уровня, важный источник выноса  $^{137}\text{Cs}$ , на р.Беседь занимают 4% площади, тогда как на р.Ипуть – 37%. Основную часть (36%) затопляемых участков поймы р.Беседь занимают суглинистые поймы низкого и среднего уровня, характеризующиеся более низкими коэффициентами выщелачивания  $^{137}\text{Cs}$ , чем песчаные и заболоченные почвы.

Таким образом, наряду с разным гипсометрическим положением двух бассейнов, неоднородность ландшафтного строения пойменных участков реки Ипуть и реки Беседь также обусловила различный смыв  $^{137}\text{Cs}$ .

Поскольку данные измерений по загрязнению водных объектов радионуклидами в Брянской и Тульской области в начальный момент аварии (апрель-май 1986 г.) отсутствуют, то представляет интерес реконструкция формирования поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  пойменных ландшафтов.

Исследование процессов рассеяния и концентрирования  $^{137}\text{Cs}$  проводилось в поймах р. Беседь, р.Ипуть и ее притока р.Унеча (Брянская область) и р.Плава (Тульская область). Первые радиометрические исследования загрязнения поймы р. Ипуть  $^{137}\text{Cs}$  были проведены в 1993 г. на мониторинговой площадке М2 (рис.6).

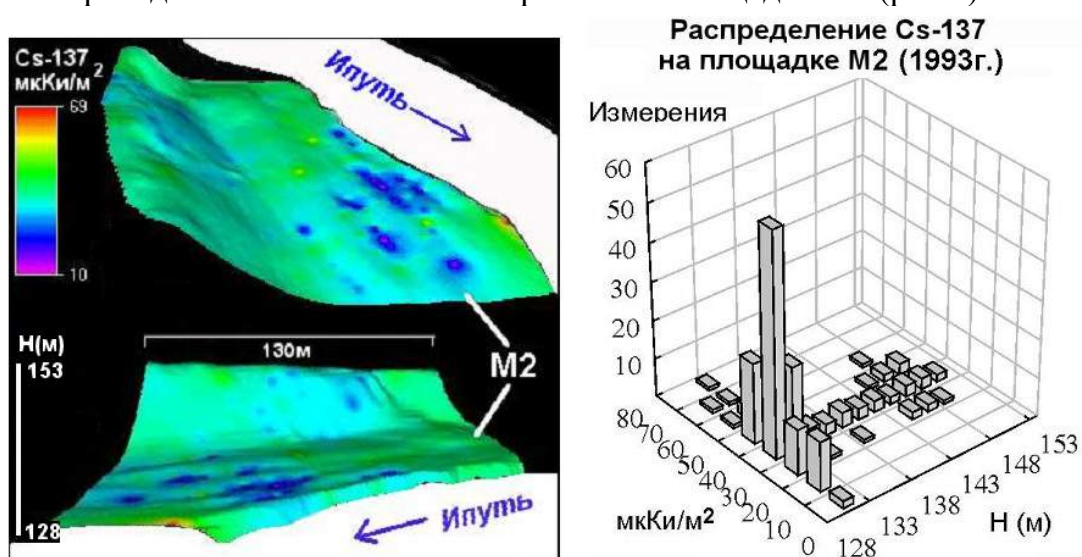


Рис.6. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в пойме р.Ипуть на площадке М2 (1993 г.)

На площадке М2 был установлен инверсионный эффект в распределении  $^{137}\text{Cs}$ , когда плотность загрязнения в межгивных понижениях в 5-6 раз была ниже, чем на гривах. Максимальная вариабельность запаса  $^{137}\text{Cs}$  отмечалась в пойменной части площадки и существенно ниже в ее склоновой части.

Для изучения связи плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  с пойменным строением в 1999-2003 гг. были проведены ландшафтно-радиометрические измерения с использованием радиометра КОРАД, а также выполнена реконструкция гидрологических условий (восстановлен уровень затопления) на момент выпадения радионуклидов. Первичное загрязнение радионуклидами водных объектов аэрозольными выпадениями происходило 27-29 апреля 1986 г. на спаде половодья.

Было установлено, что по характеру загрязнения вся пойма р.Ипуть может быть разделена на две зоны, границей которых служит уровень воды в р.Ипуть на момент аварии (превышение над меженным урезом - 2,5 м). Первая зона (осушенная) включала высокую пойму и гривы на средней пойме, вторая зона (затопленная) – низкую пойму и межгивные понижения (Рис.7).

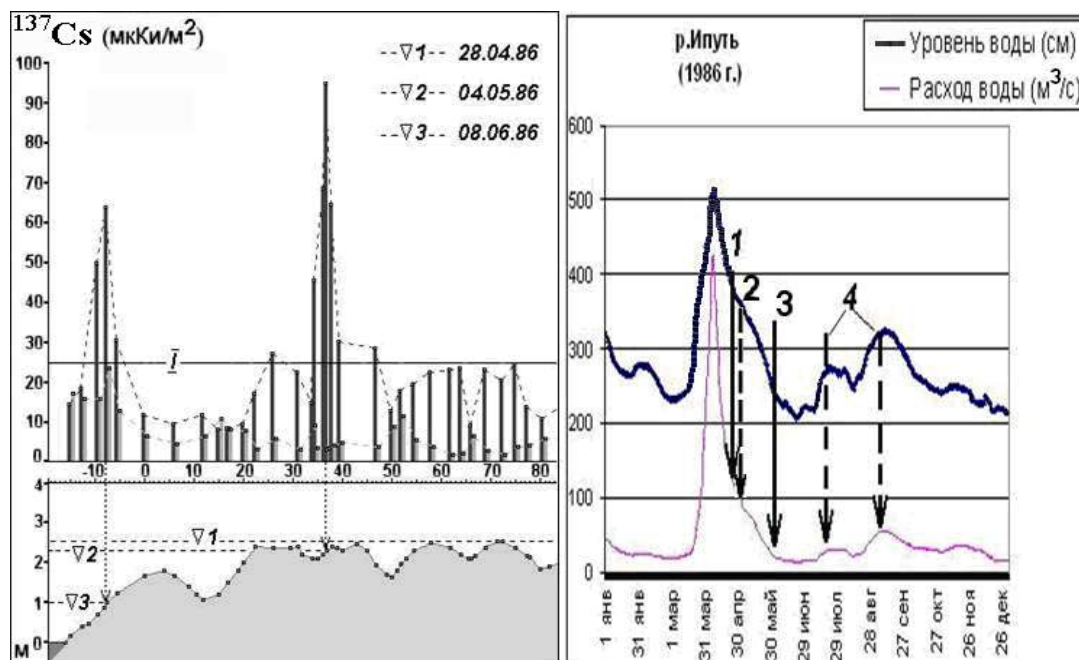


Рис.7. Реконструкция загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  поймы р.Ипуть (Ст.Бобовичи) в 1986 г. по результатам радиометрических измерений 1999 г: 1- 28.04.86; 2-04.05.86; 3-08.06.86; 4 - 07.86 - 09.86.  $I$  – средняя плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  для не затопленных в 1986 г. участков долины р.Ипуть (использованы гидрологические данные г.п.Ущерпье).

Для первой зоны, не затопленной 28 апреля 1986 г., средний уровень загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в 1999 г. по данным радиометрических измерений равнялся  $23,7 \pm 3$  мкКи/м<sup>2</sup>. Загрязнение террасы, взятой для контроля, составило  $24,4 \pm 5,1$  мкКи/м<sup>2</sup>. Разница в запасе  $^{137}\text{Cs}$  (2,9%) может быть связана с его выносом из почвы при кратковременном затоплении в период 1987-1999 гг., который, тем не менее, не привел к возрастанию пространственной дифференциации запаса  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{CV}=12,7\%$ ).

Вторая зона, затопленная на момент аэрозольных выпадений, характеризуется максимальной неоднородностью распределения  $^{137}\text{Cs}$ : благодаря меняющимся гидро-

динамическим условиям концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в межгивных понижениях снизилась в 3-5 раз, тогда как на склонах гив увеличилась до 4 раз.

В 1986 г. вынос  $^{137}\text{Cs}$  происходил из тех участков поймы, для которых существовала гидродинамическая связь затопленного участка с основным руслом реки, в противном случае в этих зонах концентрировался  $^{137}\text{Cs}$ , что наблюдалось в пересыхающих озерах высокой поймы.

Двукратное снижение загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в затопленной части поймы р.Булдынка (приток р.Ипуть) на момент выпадений связано с барьерной ролью водной поверхности. Гидрологические измерения в период половодья в 1999-2001 гг. в этой части поймы не выявили значимого течения. При конденсационном типе выпадений в первые дни после аварии доля водорастворимой формы  $^{137}\text{Cs}$  могла достигать 50% (Коноплев и др., 1993; Щеглов, 2000), т.е. вынос  $^{137}\text{Cs}$  с этой части поймы мог происходить в растворенном виде или на мелкой взвеси. Эффект двукратного снижения запаса  $^{137}\text{Cs}$  был подтвержден измерениями и в других затонах на р.Ипуть.

Для реконструкции динамики загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  пойменных массивов в весенне-летний период 1986 г. было предложено использовать корреляцию гидрологического режима реки (уровень воды) с периодом образования цезиевых пятен.

По результатам такого анализа выделяется три фазы весеннего и летне-осеннего загрязнения поймы р.Ипуть (рис.7):

1) *аэрозольные выпадения на спаде половодья (1-28.04.84)* – до высоты 2,5 м пойма затоплена водой. Барьерная роль водной поверхности сыграла решающую роль в дифференциации загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в зависимости от конкретных ландшафтно-гидрологических условий. Максимальное осаждение  $^{137}\text{Cs}$  (свыше 90 мкКи/м<sup>2</sup>) сформировалась не позже 04.05.86 г. (дата определена по реконструированным гидрологическим данным). Незатопленная часть поймы характеризуется практически однородным уровнем загрязнения, характер которого практически не изменился в результате кратковременного затопления в последующие годы;

2) *низкий период половодья (3-08.06.86)* – загрязненные пойменные водные массы входили в основное русло реки и смытый с поймы  $^{137}\text{Cs}$  осаждался на границе низкой поймы (на высоте 1,2 м). Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  достигает 50-70 мкКи/м<sup>2</sup>. Эта зона загрязнения прослеживается на одном высотном уровне и достаточно хорошо маркируется осоковой растительностью, а также песчано-илистыми аллювиальными наносами. Максимум загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  захоронен на глубине 6-10 см;

3) *летне-осенние подъемы воды в р.Ипуть (4 –07.86 - 09.86)* - вызваны дождевыми осадками. Происходит неоднократное затопление низкой поймы и осаждение загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  речных наносов, поступающих с бассейна реки.

Различия в ландшафтном строении поймы р.Беседь и р.Ипуть, уровнях затопления в момент выпадения аэрозолей нашли отражение в дифференциации  $^{137}\text{Cs}$  в пойменных почвах: на р.Ипуть коэффициент вариации  $^{137}\text{Cs}$  равен 16-61% (11 профилей), в пойме р.Беседь - 13-49% (8 профилей). В аквальных ландшафтах р.Ипуть в русловой части содержится 7,7% запаса  $^{137}\text{Cs}$ , в затоне - 64%.

Радиометрические измерения в пойме р.Плава не выявили существенной ландшафтной дифференциации запаса  $^{137}\text{Cs}$  (CV=18%-23%), что вызвано, по всей видимости тем, что на момент осаждения радиоактивных аэрозолей пойма вышла из режима затопления.

За счет эрозионных процессов запас  $^{137}\text{Cs}$  на низкой пойме увеличился на 15%, скорость погребения «грязного» слоя за 15 лет составила в среднем 0,6 см/год.

Измерения загрязнения аквальных ландшафтов р.Плава с применением подводного детектора позволили выявить максимальную дифференциацию запаса  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях ( $\text{CV}=105\%$ ). В русловой части р.Плава содержится 20% запаса  $^{137}\text{Cs}$ . Максимальное загрязнение донных отложений рек Ипуть и Плава связано с осаждением илов при скорости течения в меженный период менее 0,1 м/с (рис.8).

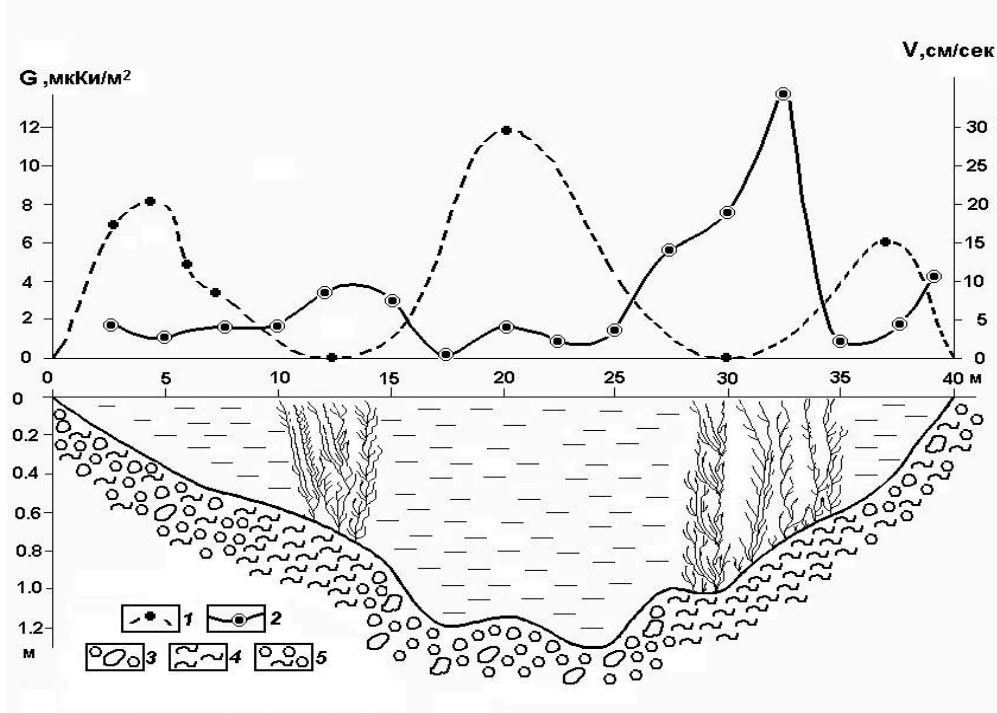


Рис. 8. Подводный профиль р.Плава (2001 г.) . 1 – скорость течения, см/сек; 2 – загрязнение донных отложений  $^{137}\text{Cs}$ , мККи/м<sup>2</sup>; 3 – доломитовый галечник; 4 – илы; 5 – доломитовый галечник с илами.

Для оценки интенсивности выноса радионуклидов с твердым стоком исследован гранулометрический состав и распределение  $^{137}\text{Cs}$  в фракциях аллювиальных отложений, отобранных из верхних горизонтов (0-5см) в пойме р.Ипуть (н.п.Старые Бобовичи, Брянская область, плотность загрязнения 30 Ки/км<sup>2</sup>) и в пойме р. Плава (район г.Плавск, плотность загрязнения около 10 Ки/км<sup>2</sup>). В пойме р.Плава преобладают дерновые легко суглинистые глееватые почвы, в пойме р.Ипуть - аллювиальные глеевые супесчаные почвы.

Сравнительный анализ гранулометрического состава аллювиальных отложений, отобранных в поймах р. Ипуть и р. Плава показал их существенные различия: отложения р. Плавы на 90% состоят из частиц размером менее 0,05 мм, тогда как отложения р.Ипуть на 80% сформированы частицами размером 0,25-0,05 мм. Основной вклад (72%) в суммарную активность  $^{137}\text{Cs}$  на р.Плава вносят частицы размером 0,01-0,005 и 0,005-0,001 мм, а в пойменных отложениях р.Ипуть вклад этих фракций в суммарную активность существенно ниже и составляет в сумме 30%. Максимум общей активности отложений р.Ипуть (30%) приходится на фракцию 0,1-0,05 мм.

Основной источник поступления  $^{137}\text{Cs}$  в реку Ипуть в период половодья – ее притоки. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в ручье Булдынка в весенний период 1999-2000 гг. достигало 275 Бк/м<sup>3</sup>, что более чем в два раза превышало загрязнение воды р. Ипуть в этот период. Твердый сток  $^{137}\text{Cs}$  в ручье Булдынка в весенний период достигал 93%.

Для моделирования распределения  $^{137}\text{Cs}$  в затопленных участках поймы р.Ипуть использовалась двумерная гидродинамическая модель BOSS-SMS (Лутковский, Линник, и др., 2001). Были рассмотрены два сценария: 1) оценка смыва  $^{137}\text{Cs}$  в растворимой форме для экстремального паводка апреля 1999 г. на р.Ипуть ( $Q=300 \text{ м}^3/\text{с}$ ,  $H=132,5 \text{ м}$ ); 2) моделирование паводка 1986 г. на момент аварии на ЧАЭС (28-30 апреля 1986 г.,  $Q=110 \text{ м}^3/\text{с}$ ,  $H=131,5 \text{ м}$ ), что позволило реконструировать формирование первичного поля радионуклидного загрязнения.

По результатам моделирования (сценарий 1) в 1999 г. среднее содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде составило  $70 \text{ Бк/м}^3$ , что находится в хорошем соответствии с данными лабораторного измерения проб воды в этот период. Для аварийного периода (сценарий 2) выполнен расчет поля скоростей для выявления возможных зон осаждения загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  взвешенных наносов. Установлено, что зоны максимальной концентрации  $^{137}\text{Cs}$  сформировались в тех участках поймы, где скорости течения были  $V < 0,5 \text{ м/с}$ , тогда как в межгрядных понижениях, где наблюдались более высокие скорости течения, преобладал вынос  $^{137}\text{Cs}$ .

На основании балансовых расчетов латеральная миграция (твердый сток)  $^{137}\text{Cs}$  в полесских ландшафтах составила:

1) катена агроценоза крутизной  $4^\circ$  под дерново-подзолистой песчаной почвой - 1,94% (за 18 лет); 2) пойменная и террасовая часть долины малых рек - 1,56% (за период 1986-1992 гг.); 3) нижняя часть склона, гидроморфный лес - 5,9% (за период 1986-1993 гг.).

По выполненным оценкам коэффициент смыва  $^{137}\text{Cs}$  из бассейна р.Булдынка площадью  $64 \text{ км}^2$  в 1999 г. составлял 0,0013%, ежегодный твердый сток – 30-60 т/год. Вынос  $^{137}\text{Cs}$  р.Ипуть в 1999 г. в створе н.п.Старые Бобовичи оценивается величиной  $7 \times 10^{10} \text{ Бк/год}$  (1,89 Ки/год), сток из бассейна р.Булдынка – на два порядка ниже -  $7 \times 10^8 \text{ Бк/год}$ .

## Глава V. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов в пойменных ландшафтах при сбросах предприятий ЯТЦ

Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов в пойменных комплексах в условиях технологических сбросов предприятиями радиохимических производств (р.Теча, р.Енисей) имеет принципиальное отличие от аэрального загрязнения, поскольку структура загрязнения определяется гидрологическими условиями.

**Радиоактивное загрязнение поймы р.Теча.** Сброс радиоактивных отходов с ПО «МАЯК» проводился в р.Теча в период с 1949 по 1954 гг., максимальный сброс датируется 1951 г. Наряду с ландшафтно-геохимическими факторами, на загрязнение пойменных отложений влияют также гидродинамические условия, определяющие режим осаждения речных наносов. В работах по моделированию распространения  $^{137}\text{Cs}$  (Мокров, Шагин, 2001) показано, что перенос  $^{137}\text{Cs}$  с твердым стоком (до 85%) служил основным механизмом радиоактивного загрязнения р.Теча.

Первые радиоэкологические исследования в пойме р.Теча выполнялись с целью реконструкции радиационной обстановки и дозовых нагрузок (Трапезников и др., 1993; Молчанова и др., 1994; Kryshev et al., 1998).

По результатам радиометрической съемки (1994-1996 гг.), проведенной в ареалах крупных населенных пунктов (Муслюмово, Бродокалмак, Русская Теча, Нижнепетропавловское, Затеченское) построены карты радиоактивного загрязнения и опре-

делен запас  $^{137}\text{Cs}$  (Говорун и др., 1998; 1999). На участке Муслумово-Затеченское (протяженность 180 км) запас  $^{137}\text{Cs}$  в пойме р.Теча площадью 33 км<sup>2</sup> равен  $540 \pm 60$  Ки (Говорун и др., 2000; Chesnokov et.al., 2000).

В ходе исследований по радиационному картографированию была установлена связь радиоактивного загрязнения поймы р.Теча с ее ландшафтным строением (Линник, 2000). Ландшафтный анализ позволил выделить фации аллювиальных отложений р.Теча, в разной степени загрязненных радионуклидами (рис.9).

Обращает внимание крайне неоднородный характер загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  в различных фациях. Максимум загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  отмечается на прирусловых низких отмелях, сложенных алевритовыми илами, а также в старичных понижениях. Высокие плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (200-400 мкКи/м<sup>2</sup>) характерны для верховой части пойменного острова и быстро формирующейся части низкой поймы, сложенной тонким песком с илом, а также для заболоченной низкой поймы, сложенной илами с прослой торфа.

Установленное в результате радиометрических измерений заглубление  $^{137}\text{Cs}$ , равное 10-15 см, свидетельствует об интенсивном современном процессе захоронения загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  речных наносов.

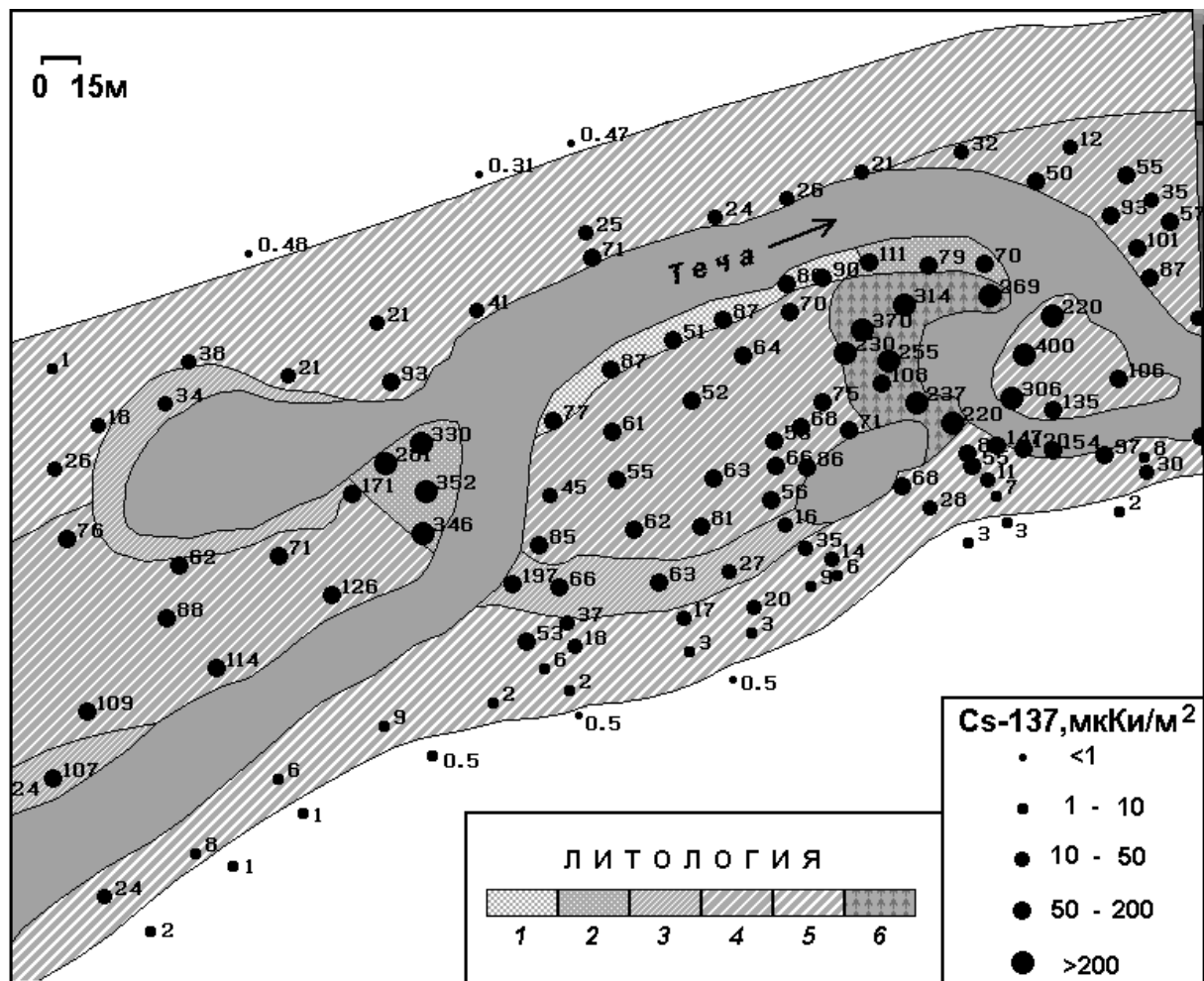


Рис.9. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в пойме р.Теча (1995 г.) на удалении 2,5 км выше по течению от н.п.Муслумово. Литологический состав аллювиальных отложений: 1 – средний песок с илом; 2 – тонкий песок с илом; 3 – супесь с илом; 4- легкий опесчаненный суглинок; 5 – легкий суглинок; 6 – ил с прослоями торфа.

Зоны максимального запаса  $^{137}\text{Cs}$  на пойменных землях продолжают оставаться источником вторичного загрязнения р. Теча. Признаки продолжающейся миграции радионуклидов, особенно в период паводка, фиксируются как зоны осаждения загрязненного аллювия (особенно илов) на низкой пойме на высотах от 0,7 м до 1,0-1,2 м, где загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  достигает 430- 470 мкКи/м<sup>2</sup> (рис. 10).

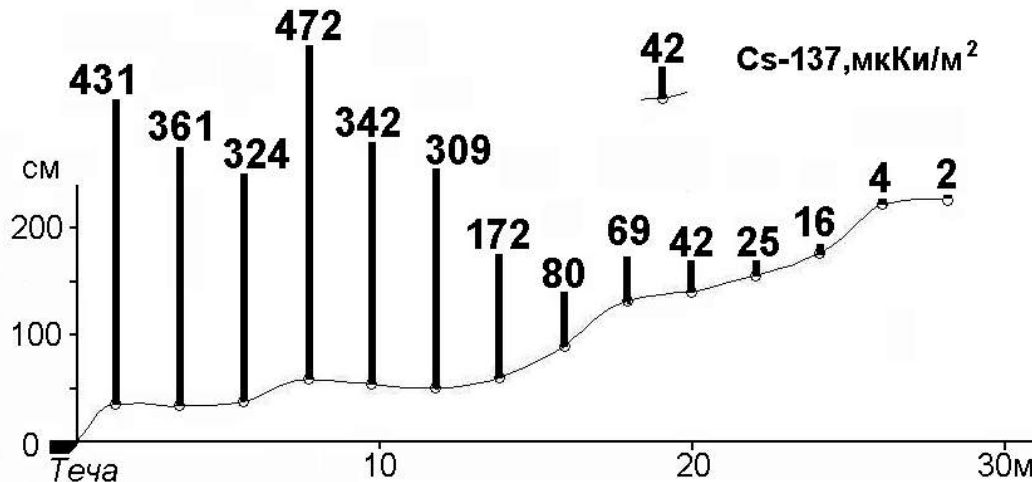


Рис.10. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в пойме р.Теча. (правый берег н.п.Муслюмово, 1995 г.)

По данным радиометрического профилирования на границе высокой поймы загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  снижается до 2-5 мкКи/м<sup>2</sup>, что в 40-100 раз превышает уровень глобального фона.

Анализ дифференциации запаса  $^{137}\text{Cs}$  в пойме р.Теча, выполненный по цифровой модели местности (м-б 1:5000) показал, что в районе н.п.Муслюмово в зависимости от ландшафтного строения выделяются три пойменных участка, различающиеся условиями транспорта  $^{137}\text{Cs}$ :

1) - зона осаждения (запас  $^{137}\text{Cs}$  72,9 Ки) выше по течению от Муслюмово в заболоченной пойме с минимальными уклонами (4,3 см/100м) и максимальной шириной (500-700 м);

2) - зона преимущественного транзита (запас  $^{137}\text{Cs}$  35,3 Ки) расположена в пределах населенного пункта, уклон долины увеличивается до 7,6 см/100м при минимальной ширине поймы 70-90 м;

3) - зона разгрузки загрязненных радионуклидами речных наносов ниже по течению н.п.Муслюмово (запас  $^{137}\text{Cs}$  73,9 Ки) обусловлена расширением поймы в 3-4 раза (до 300-500 м) при значительном уклоне долины (9,9 см/100м).

Анализ содержания радионуклидов в пробах почвы и донных отложений в пойме р.Теча показал, что падение плотности загрязнения по удалению от источника происходит по экспоненциальному закону (Trapeznikov et.al., 1993; Aarkrog et al, 2000).

По результатам выполненной радиометрической съемки для участка поймы р. Теча протяженностью 170 км (Муслюмово-Затеченское) получено эмпирическое уравнение связи плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (y) от расстояния (x) аналогичного вида:

$$y = 1,7448 * e^{0,0262x} \quad R^2 = 0,96 \quad (6)$$

Вместе с тем распределение запаса  $^{137}\text{Cs}$ , обусловленное ландшафтным строением (ширина, уклон поймы) существенно отклоняется от экспоненциальной зависимости.

**Радиоактивное загрязнение поймы р.Енисей.** В период с 1958 по 1992 г. в результате деятельности Горно-Химического Комбината (ГХК, г.Железногорск) происходило загрязнение техногенными радионуклидами пойменных и донных отложений р.Енисей, в основном долгоживущими радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ , имеющими соответственно периоды полураспада 30,2, 5,3, 13,3 и 8,6 года. После остановки двух проточных реакторов в 1992 г. сброс радионуклидов в р.Енисей снизился в десятки раз (Vakulovsky et.al., 2001).

В начале 90-ых стали проводиться систематические радиоэкологические исследования р.Енисей (Носов и др., 1993, 1996; Вакуловский и др., 1994; Кузнецов и др., 1994; Болсуновский и др., 1998; Дегерменджи, 1998; Сухоруков и др., 1998). Было установлено, что наиболее загрязненные участки поймы р.Енисей расположены в устьях островов и застойных зонах русла реки (Носов и др., 1993), где плотность  $^{137}\text{Cs}$  может достигать  $350 \text{ кБк/м}^2$  и более. Максимум концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в почве и в донных отложениях содержится на глубине 10-30 см, что свидетельствует о повышенных сбросах ГХК в прошлом, а также о наблюдающихся процессах захоронения радионуклидов после остановки реакторов.

Радиоэкологическая обстановка пойменных ландшафтов р.Енисей сформировалась в результате совместного взаимодействия двух факторов: 1) характера сброса радионуклидов в воду (как штатных, так и аварийных); 2) гидрологического режима реки (среднесуточный расход воды, скорость течений). Сброс радионуклидов определял потенциальные масштабы загрязнения, гидрология реки – возможность ее переноса на значительные расстояния. Возведение плотины Красноярской ГЭС в 1970 г. в существенной мере изменило гидрологический режим реки Енисей. Расход воды и взвешенных наносов в р.Енисей стал равномерным по сезонам, прекратились экстремальные паводки, при которых происходило затопление высокой поймы.

Поскольку миграция радионуклидов в значительной степени происходит в прочно фиксированной форме в составе взвесей:  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{152,154}\text{Eu}$  - до 90% (Вакуловский 2003),  $^{137}\text{Cs}$  - до 50% (Носов и др., 1993; Вакуловский, 2003; Тертышник, 2007), то загрязнение ландшафтов формируется при отложении загрязненных радионуклидами взвешенных наносов. Проведение ландшафтно-радиометрических исследований в 1995 г. (Линник и др., 2000) позволило выявить связь плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  с характером ландшафтных условий поймы р.Енисей, определяющих различие гидродинамических условий осаждения аллювиальных отложений.

Отложение речных наносов определяется гидрологическими (длительность и глубина затопления) и гидродинамическими (скорость и направление течения) условиями. Работы проводились на 240-км участке поймы р. Енисея от о-ва Березовый до устья р. Ангары. Исследовалась наиболее загрязненная радионуклидами прирусловая пойма низкого и среднего уровней, так как высокая пойма после построения Красноярской ГЭС практически не затоплялась (всего было заложено 9 ландшафтных профиля). Фрагмент ландшафтно-радиометрического профиля на участке «Балчуг» на удалении 20 км от ГХК представлен на рис.11.

Минимальное загрязнение пикета ВР4-16  $^{137}\text{Cs}$  ( $30 \text{ кБк/м}^2$ ), связанное с загрязнением поймы до 1966 г., в 17 раз превышает уровень глобальных выпадений. Выявленные зоны максимального загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (до  $1000 \text{ кБк/м}^2$ ) расположены на уров-

не низкой поймы, сложенной тонко- и мелкозернистыми песками с прослоями суглинков, в днищах проток перекрытых маломощными торфами, а также в понижениях у борта средней поймы, где происходит осаждение песчано-илистых наносов.

Плотности загрязнения  $^{60}\text{Co}$  и  $^{152,154}\text{Eu}$  (до  $190 \text{ кБк/м}^2$ ) также максимальны на уровне низкой поймы, сложенной илами, торфами и легкими суглинками.

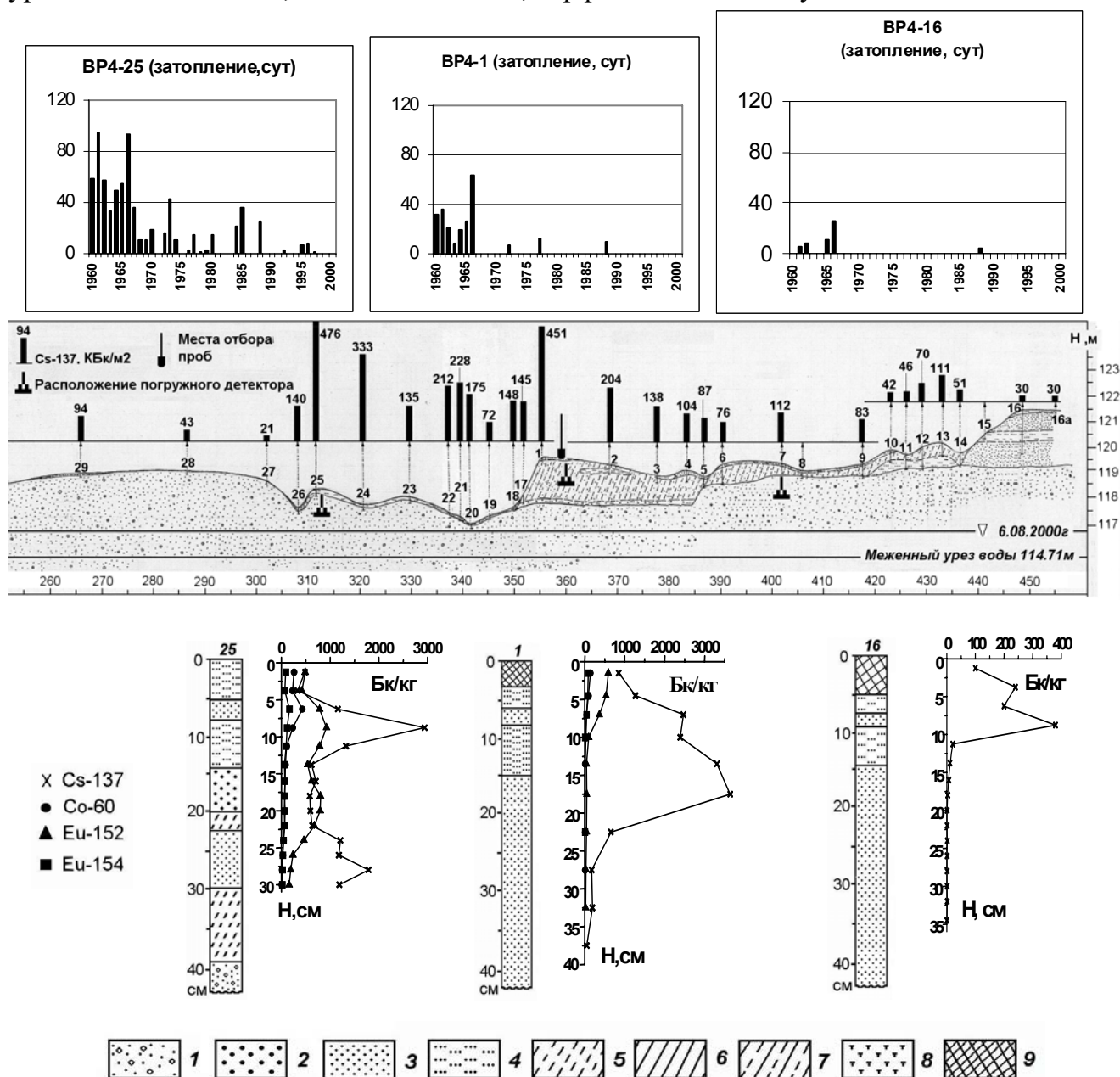


Рис. 11. Фрагмент ландшафтно-радиационного профиля BP4 (2000 г.). Длительность затопления, сутки (1960-2000 гг.). Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  по данным радиометрической съемки. Распределение  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{152,154}\text{Eu}$  по глубине шурфа. Литологический состав пород профиля: 1 – галька, 2 – крупный песок, 3 – средний песок, 4 – мелкий песок, 5 – супесь, 6 – легкий суглинок, 7 – средний суглинок, 8 – торф, перегной, 9-дернина.

Уровень загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в районе н.п.Казачинское (180 км от ГХК) на средней пойме, сложенной тонкозернистыми песками, равен  $250\text{--}280 \text{ кБк/м}^2$ , достигая максимума на прирусловом валу -  $504 \text{ кБк/м}^2$ .

Поскольку перенос и осаждение речных наносов зависит от гранулометрического состава, то исследовалось распределение радионуклидов по выделенным фракциям.

Анализ гранулометрического состава аллювиальных отложений позволил выявить фракции, максимально концентрирующие техногенные радионуклиды в ближней зоне ГХК (до 20 км). Содержание самой крупной фракции 1,0-0,25 мм не превышает 0,4-1,6%. Группа крупных фракций (0,25-0,01 мм) в сумме составляет от 56 до 88%. На долю фракции 0,05-0,01 мм приходится 18-45%. Заметно меньше по массе составляет группа фракций размером менее 0,01 мм, доля фракции <0,001 мм варьирует от 6% до 17,9%.

Минералогический состав глинистых фракций представлен хлорит-иллитовой ассоциацией, иногда с примесью смектита (Волосов и др., 2004). Согласно имеющимся экспериментальным данным, основным сорбентом техногенных радионуклидов является иллит.

В распределении активности  $^{137}\text{Cs}$  по фракциям (рис.12) выделяются два максимума: 1) 0,05 - 0,01 мм – обусловлен высокой удельной концентрацией  $^{137}\text{Cs}$  (1,5-4,6 Бк/г) и весом фракции и 2) < 0,001 мм – связан с максимальной удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$  (до 20,2 Бк/г).

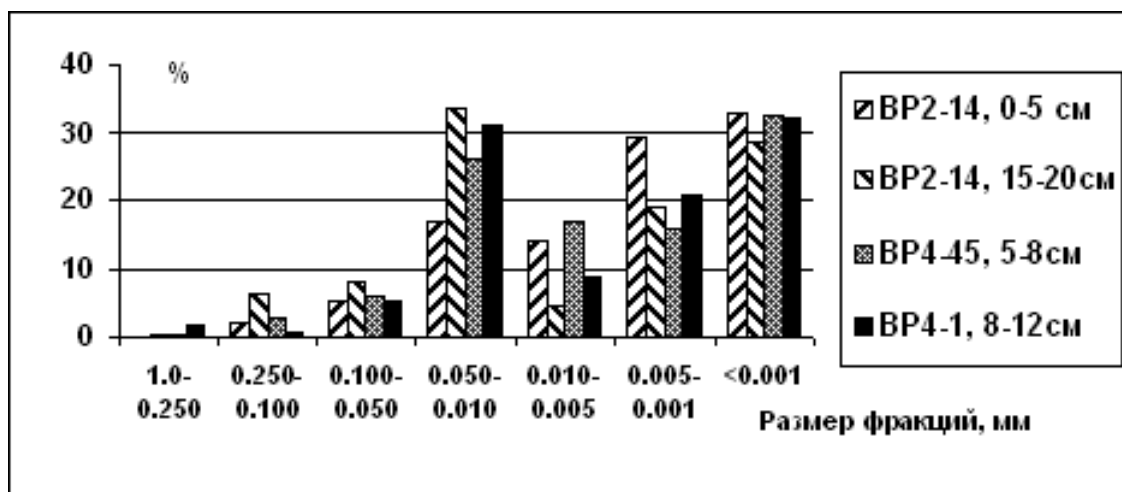


Рис.12. Распределение активности  $^{137}\text{Cs}$  в аллювиальных отложениях по гранулометрическим фракциям в ближней зоне ГХК (16-20 км)

Оценка вклада различных фракций в общую активность использовалась для построения карт распределения техногенных радионуклидов в аллювиальных отложениях различного литологического состава. В пойменном аллювии среднего течения реки Енисей главным носителем  $^{137}\text{Cs}$  являются тонкие пески, суглинки и илы (глины), тогда как главным носителем  $^{60}\text{Co}$  и  $^{152}\text{Eu}$  - средние суглинки и илы (глины).

Так как полная информация по сбросам всех техногенных радионуклидов, а также о радиационной обстановке в пойме р.Енисей в 1960-1992 гг. отсутствует, то разрабатываются различные методы реконструкции радионуклидного загрязнения. В работе (Гритченко и др., 2002) предложен метод, использующий радиоактивные изотопы европия для анализа хронологии формирования пойменных и донных отложений р.Енисей.

Для датировки отложений нами был предложен метод, использующий кроме изотопных отношений европия, также данные по длительности затопления данного

участка поймы в период с 1960г. по 1999 г. В представленном разрезе ВР0-27 (о.Березовый) время формирования двух верхних слоев датируется соответственно 1995 и 1988 гг. (рис.13 (4)).

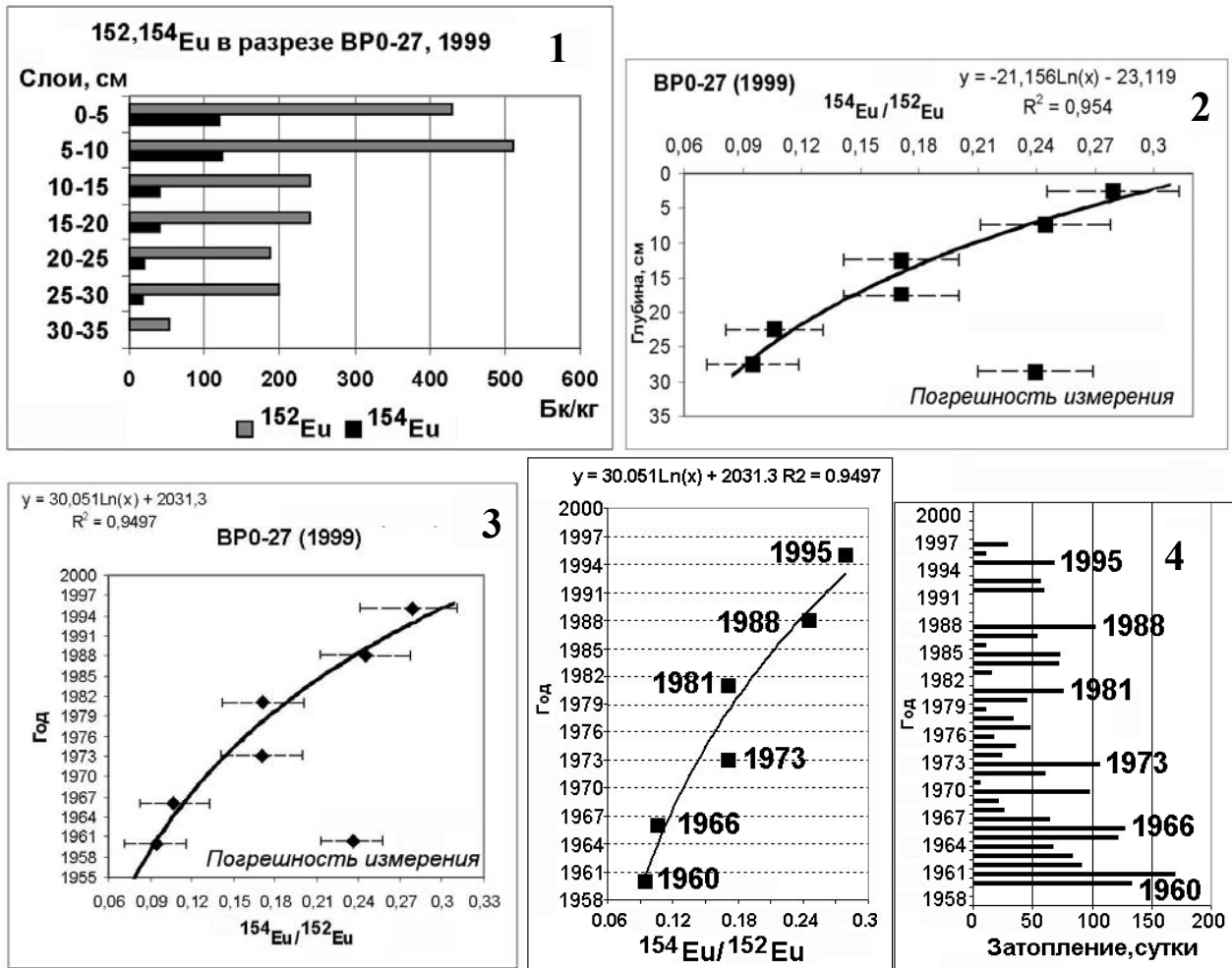


Рис.13. Датировка пойменных отложений по изотопному отношению  $^{154}\text{Eu}/^{152}\text{Eu}$  в ближней зоне ГХК (о.Березовый)

По результатам гамма-каротажа, литологического и гидрологического анализа выполнена оценка скорости осадконакопления в различных ландшафтных позициях на о.Черемухов, которая за период 1981-1997 гг. составила 0,5-1 см/год (Линник и др., 2005).

## Глава VI. Геоинформационные системы и модели в ландшафтно- радиоэкологических исследованиях

Критическое значение в формировании дозовой нагрузки для населения, проживающего на загрязненных территориях, приходится на молоко (до 90%). Прогноз загрязнения молока продолжает оставаться актуальным в наши дни не только в Брянской области, но и за рубежом для почв с неблагоприятными агрохимическими условиями (Gillett et.al., 2001). Важным направлением в оптимизации сельскохозяйственного производства на загрязненных радионуклидами территориях является создание систем поддержки принятия решений с использованием методов моделирования и геоинформационных технологий.

**Геоинформационные системы оценки и прогноза загрязнения радионуклидами в сельском хозяйстве.** Для решения задач по снижению загрязнения сельскохозяйственной продукции, отвечающей принятым нормативам, были разработаны различные модельные комплексы (Фесенко, 1992; Яцало и др., 1994), в том числе для пространственного радиоэкологического прогноза с созданием ГИС (Linnik et.al., 1994, 1997, 2000; Yatsalo et.al., 1997, 1998; Perk et.al., 1998, 2000; 2001).

Геоинформационное моделирование традиционно выполняется в двух вариантах – в растровом и векторном формате. В векторном формате результат моделирования присваивается контуру без дифференциации значений в пределах контура. Растровая технология моделирования позволяет перейти к дифференцированной оценке радиоэкологической обстановки. При этом выбором размера раstra контролируется точность пространственного моделирования.

В пределах загрязненной радионуклидами западной части Брянской области создана РадГИС "Брянск-Чернобыль", которая включает следующие информационные слои (Linnik et al., 1997):

- топографическая карта масштаба 1:200000 (векторный формат);
- данные аэрогаммасъемки масштаба 1:25000 в растровом формате (шаг сканирования 100x100 м);
- границы землепользователей масштаба 1:200000 (векторный формат);
- ландшафтная карта масштаба 1:200000 (векторный формат);
- данные наземного радиационного обследования населенных пунктов (база точечных данных НПО "Тайфун").

Данная система использовалась для реконструкции загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  продуктов питания (зерновые культуры, картофель) в первые годы после аварии (1987 - 1990 гг.) для тех районов, где измерения  $^{137}\text{Cs}$  в сельскохозяйственной продукции имели выборочный характер (рис.14).

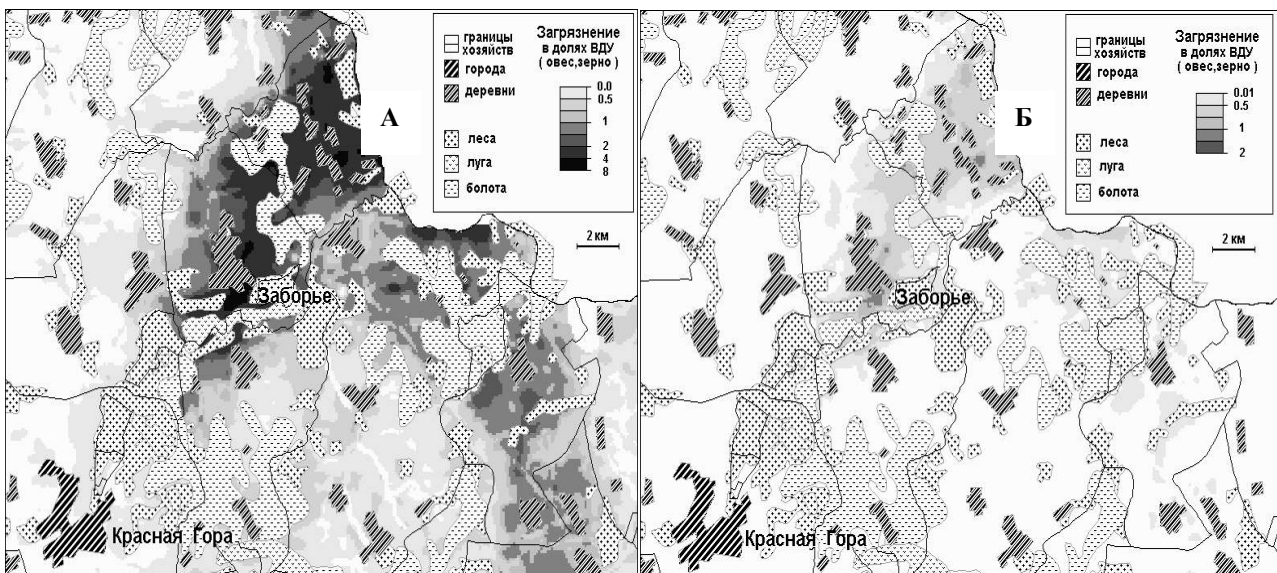


Рис.14. Векторно-растровая технология реконструкции загрязнения сельскохозяйственной продукции (д.Заборье, Красногорский р-н Брянской области. А- 1987 г. Б- 1990 г.)

Интенсивность биогенной миграции радионуклидов в системе “почва-растение” определяется коэффициентом перехода (КП), который оценивается как от-

ношение удельной активности радионуклида в растении (Бк/кг) к плотности загрязнения почвы данным радионуклидом (кБк/м<sup>2</sup>). Векторно-растровая технология позволяет оценить возможность производства продуктов питания с учетом эффективности контрмер. Было показано, что уже с 1990 г. загрязнение зерновых культур (овес, зерно) в зоне отчуждения не превышало ВДУ (Linnik et al., 1997).

В загрязнении сельскохозяйственной продукции при конденсационном типе выпадений выделены следующие периоды (Фесенко и др., 1997; 1998; 2004): 1) быстрого снижения загрязнения продукции за счет фиксации <sup>137</sup>Cs в почве (1987-1989 гг.); 2) замедления темпа снижения загрязнения продукции радионуклидами (1990-1993 гг.); 3) стабилизации темпа загрязнения (1994-2000).

Для ГИС-моделирования загрязнения продуктов сельскохозяйственного производства <sup>137</sup>Cs использована модель, основанная на оценке экологических периодов полуснижения ( $T_{1/2}$ ) содержания радионуклидов в компонентах аграрных или природных экосистем (Фесенко и др., 1996; 1997):

$$T_f(t) = T_f(0) \times e^{-\lambda t} \quad (7)$$

где  $T_f(t)$  – значение КП «почва-растение» в момент времени  $t$ ,  $T_f(0)$  – значение КП в начальный момент времени,  $\lambda$  – экологический период полуснижения ( $T_{1/2}$ ), который рассчитывается отдельно для выделенных периодов динамики КП по следующим группам почв: 1) торфяные; 2) песчаные (супесчаные); 3) легкосуглинистые; 4) глинистые. Максимальные КП характерны для торфяных почв, минимальные – для глинистых.

Входным параметром картографического моделирования загрязнения молока служил коэффициент перехода "травы-молоко".

Геоинформационная система позволила выполнить прогноз загрязнения <sup>137</sup>Cs кормов (травы) и молока для хозяйств Новозыбковского и Клинцовского районов Брянской области. В дополнение к ландшафтной карте масштаба 1:200000 использовались карто-схемы землепользования масштаба 1:25000 (рис.15).

Система моделирования реализована в растровом формате. Численные эксперименты ГИС-моделирования позволили установить оптимальный размер раstra для картографического моделирования в пределах административного района (масштаб 1:25000-1:50000). В результате расчетов получено, что приемлемый по точности моделирования шаг по пространству составляет 100 м.

Моделирование загрязнения <sup>137</sup>Cs молока выполнялось для всех хозяйств Новозыбковского (18) и Клинцовского районов (20) по сенокосам и пастбищам на временном интервале 1987-2005 год, временной шаг моделирования равен одному году. В системе реализовано два режима моделирования: детерминированный и стохастический (Linnik et al., 2000).

Стохастическое моделирование позволяет оценить радиоэкологический риск загрязнения сельскохозяйственной продукции. На рисунке 15 представлены два информационных слоя ГИС: загрязнение <sup>137</sup>Cs (1) и почвенный покров (2). Результаты стохастического моделирования отображены в виде гистограммы загрязнения молока <sup>137</sup>Cs для 2001г. (4) и 2003г. (3) с указанием вероятности превышения существующих нормативов загрязнения молока (ВДУ).

Верификация результатов модели выполнялась по замеренным данным загрязнения молока для 4 хозяйств Новозыбковского района. Максимальное загрязнение

молока  $^{137}\text{Cs}$  наблюдается на торфяно-болотных ПТК, характеризующихся высокими коэффициентами перехода «почва-растение».

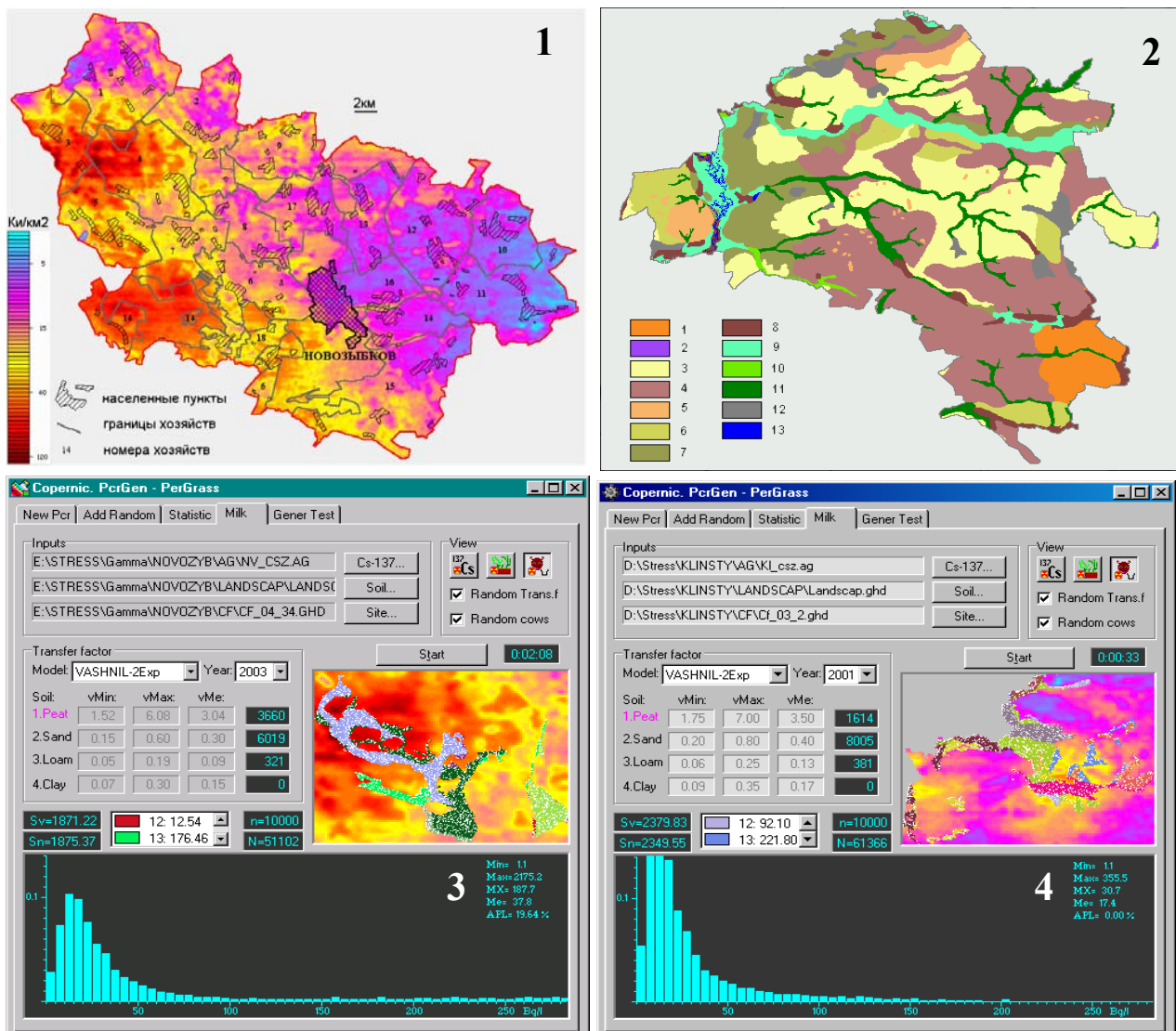


Рис.15. Слои радиоэкологической ГИС: 1 – загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  Новозыбковского района; 2 – почвенный покров Клинецовского района. Результаты стохастического моделирования загрязнения молочной продукции хозяйств Новозыбковского (3) и Клинецовского (4) района Брянской области (Korobova, Linnik et.al., 1999).

**Геоинформационное моделирование распределения радионуклидов в пойменных ландшафтах р. Енисей.** Для оценки современной радиационной обстановки и ее реконструкции в ближней зоне влияния ГХК в пойме р.Енисей проведено ГИС-моделирование с использованием ландшафтных и литологических карт. Это позволяет провести оценку риска загрязнения техногенными радионуклидами, а также оптимизировать проведение реабилитационных мероприятий с учетом ландшафтной структуры поймы.

По данным схемы высотных уровней на участке ГХК-Стрелка была определена площадь затопления поймы р.Енисей. В период с 1960 по 1970 гг. осаднение загрязненного аллювия происходило до высоты <6 м на площади 99,2 км<sup>2</sup>, в 1970-1992 гг. – на пойменных участках до высоты <3,5 м на площади 38,2 км<sup>2</sup>.

По результатам ГИС-моделирования были получены данные по запасу  $^{137}\text{Cs}$  на 7 участках пойменных массивов, расположенных на удалении от 16 до 256 км от ГХК (табл.2). Обращает внимание, что на удалении 250 км от ГХК (о.Черемухов) плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  практически не снижается по сравнению с ближней зоной ГХК (о.Тарыгин), тогда как на р.Теча наблюдается экспоненциальное убывание плотности загрязнения.

Таблица 2.

Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в пойменных комплексах р.Енисей  
в ближней зоне влияния ГХК (на 2000 г.)

| Участок               | Удаление<br>от ГХК,<br>км | Профиль            | Площадь<br>(га) | $^{137}\text{Cs}$ , ГБк<br>(Ки) | Плотность<br>загрязне-<br>ния $^{137}\text{Cs}$<br>(Ки/км <sup>2</sup> ) |
|-----------------------|---------------------------|--------------------|-----------------|---------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|
| о. Березовый          | 16                        | ВР-0,ВР-1,<br>ВР-2 | 384,5           | 145,7 (3,94)                    | 1,02                                                                     |
| Балчуг                | 20                        | ВР-4               | 24              | 33,7 (0,91)                     | 2,7                                                                      |
| о.Тарыгин             | 27                        | ТР-1               | 18,4            | 24,73 (0,67)                    | 3,64                                                                     |
| о.Толстый             | 50                        | ТОР-1              | 174,54          | 93,35 (2,52)                    | 1,44                                                                     |
| о.Казачий             | 180                       | КР-1               | 153,6           | 147,5 (3,99)                    | 2,6                                                                      |
| о.Черемухов           | 250                       | СНР-1а, СНР-<br>1б | 12,8            | 16,23 (0,44)                    | 3,44                                                                     |
| о.Усть-<br>Тунгусский | 256                       | УТР-1              | 191,88          | 118,62 (3,2)                    | 1,67                                                                     |

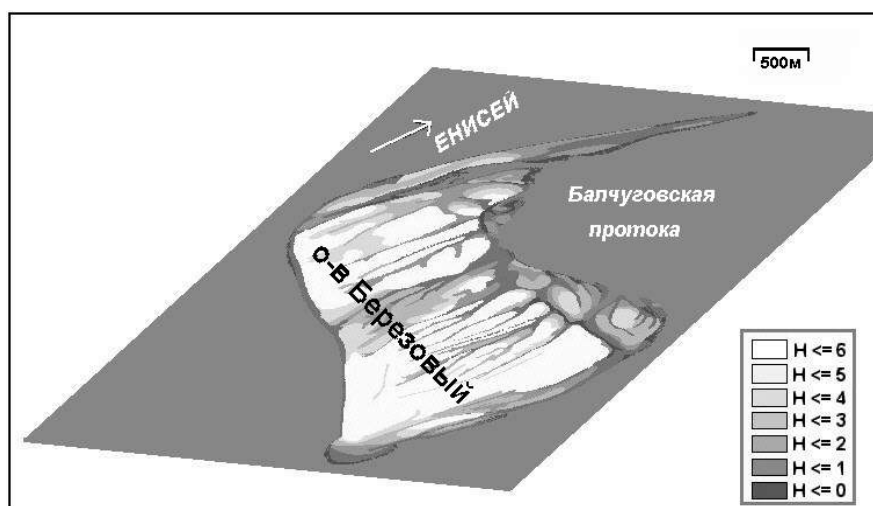
На основе данных по сбросам  $^{137}\text{Cs}$  за период 1976-2000гг., а также по результатам оценки запаса  $^{137}\text{Cs}$  на 7 ключевых участках поймы р.Енисей (табл.2) можно оценить долю его активности, осаждаемой в ближней (250 км) зоне. По данным (Vakulovsky et.al., 2001) суммарный сброс  $^{137}\text{Cs}$  за период 1976-2000гг. равен 19635 ГБк (530 Ки). На семи ключевых участках площадью 9,6 км<sup>2</sup> расчетный запас  $^{137}\text{Cs}$  составляет 15,67 Ки (3,0% от сброса). В пересчете на всю площадь поймы высотой <6 м запас  $^{137}\text{Cs}$  равен 5990 ГБк (161,9 Ки), что составляет 30,5% от суммарного сброса.

Оценка дифференциации распределения техногенных радионуклидов в пойменных ландшафтах р.Енисей выполнялась по цифровым картам в векторном и растровом формате. Анализ распределения  $^{137}\text{Cs}$  по высотным уровням, полученный по цифровой модели местности о.Березовый (16-20 км от ГХК), показал, что в 2000 г. максимальный запас этого радионуклида (59,7%) был на низкой пойме на высоте 1-2 м (рис.16).

Максимальное осаждение радионуклидов наблюдается в местах отложения илистой или песчано-илистой фракции, тогда как галечники представляют зоны транзита радионуклидов.

По результатам ГИС-моделирования (сетка 50x50 м) с учетом высотного положения и литологического состава пород на участке «Казачий» (рис. 17А) общая площадь загрязнения составила 15,56 км<sup>2</sup>, запас  $^{137}\text{Cs}$  – 1075 ГБк (29 Ки). Это соответствует 5,5% от суммарного сброса  $^{137}\text{Cs}$  за период 1976-2000 гг., в пересчете на всю пойму р.Енисей – 35%.

Таким образом, по результатам двух независимых методов расчета для участка ГХК-Стрелка получена оценка депонирования  $^{137}\text{Cs}$  (30,5-35%) в пойменных отложениях р.Енисей.



| Высота<br>H (м) | Площадь<br>(га) | <sup>137</sup> Cs плотность |         | Запас, ГБк (Ки) | Запас <sup>137</sup> Cs<br>(%) |
|-----------------|-----------------|-----------------------------|---------|-----------------|--------------------------------|
|                 |                 | Интервал                    | Среднее |                 |                                |
| 0-1             | 20,4            | 40-60                       | 50      | 10,5 (0,28)     | 7,2                            |
| 1-2             | 58,4            | 100-200                     | 150     | 87 (2,35)       | 59,7                           |
| 2-3             | 48,4            | 60-80                       | 70      | 33,6 (0,91)     | 23,1                           |
| 3-4             | 57,3            | 10-15                       | 13      | 7,4 (0,2)       | 5,1                            |
| 4-5             | 40,8            | 5-7                         | 6       | 2,4 (0,06)      | 1,6                            |
| 5-6             | 159,2           | 1-5                         | 3       | 4,8 (0,13)      | 3,3                            |
| Всего           | 384,5           |                             |         | 145,7 (3,94)    | 100                            |

Рис. 16. Распределение <sup>137</sup>Cs на о-ве Березовый по высотным уровням (на 2000 г.)

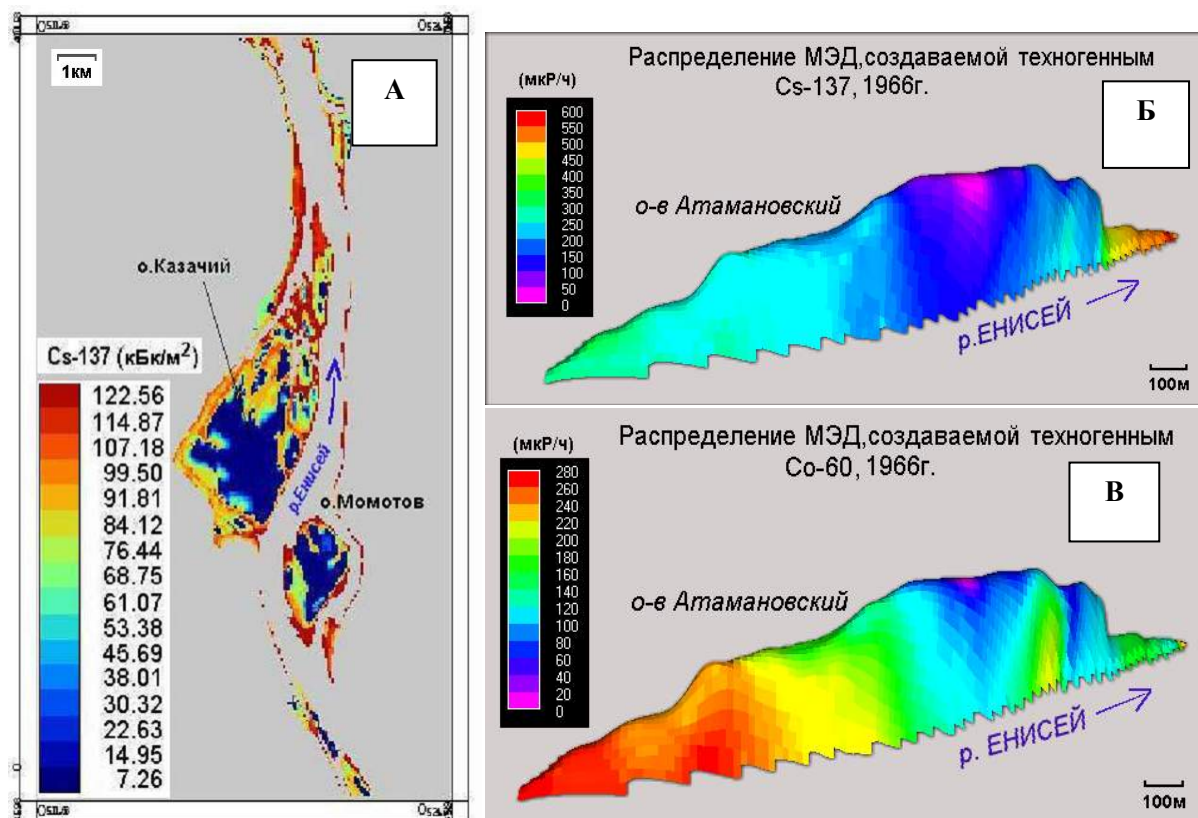


Рис. 17. Плотность загрязнения <sup>137</sup>Cs пойменного массива «Казачий» в 2000 г. (А), реконструкция МЭД, создаваемая <sup>137</sup>Cs (Б), <sup>60</sup>Co (В) на о-ве «Атамановский» в 1966 г.

Использование моделирующей системы BOSS SMS позволило рассчитать поле скорости течения для экстремального паводка 1966 г., когда наблюдались процессы максимального выноса радионуклидов в русловой и пойменной части р.Енисей. Установлено, что максимальное осаждение радиоактивных взвесей могло происходить в первой декаде августа 1966 г. в устье и оголовке о.Атамановский (удаление 6 км от ГХК), где скорость течения составляла менее 0,2 м/с, при которой происходило выпадение тонкой фракции речных наносов.

ГИС-моделирование было использовано для реконструкции радионуклидного загрязнения о.Атамановский (рис.17Б, 17В) изотопами  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{152,54}\text{Eu}$  в 1966 г. в период максимального паводка. Реконструкция радиоактивного загрязнения на о.Атамановский проводилась по данным съемки (Сухоруков и др., 2004), а для датировки аллювиальных отложений было использовано соотношение европиев.

По модели (Потапов и др., 2005) реконструирована мощность экспозиционной дозы (МЭД) для о-ва Атамановский на 1966 г.: максимальная МЭД наблюдалась в устье и оголовке острова (для  $^{137}\text{Cs}$  составляла порядка 600 мкР/ч, для  $^{60}\text{Co}$  – 280 мкР/ч).

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате радиационных аварий и несовершенства используемых технологий на предприятиях ядерно-топливного цикла были загрязнены пойменные ландшафты рек Теча, Томь, Енисей. Авария на ЧАЭС 26 апреля 1986 г. по масштабам радиоактивного загрязнения превзошла все предыдущие радиационные инциденты. Для ликвидации ее последствий потребовалось привлечение современных достижений науки и техники. Впервые выявление ландшафтных закономерностей распределения техногенных радионуклидов в 30-км зоне ЧАЭС выполнялось методами геоинформационного моделирования.

Ландшафтный подход оказался плодотворным для последующих исследований по анализу и оценке радиационного загрязнения территории России. Ландшафтно-радиоэкологические исследования являются основой для прогноза миграции радионуклидов, оценки эффективности контрмер, оптимизации сельскохозяйственного и лесохозяйственного использования загрязненных радионуклидами территорий.

Применение ГИС-технологий и методов моделирования позволило перейти к пространственно распределенным оценкам, прогнозу и реконструкции радиационной обстановки с учетом ландшафтной структуры территории.

Ландшафтно-геофизические методы измерения радиоактивности (методы полевой радиометрии) на стационарных полигонах и профилях могут быть использованы для обоснования проведения реабилитационных мер в различных ландшафтах, загрязненных техногенными радионуклидами.

Выполненная работа представляет новое научное направление – ландшафтно-геофизическое исследование техногенных радионуклидов (ТРН).

Разработанные в работе принципы организации стационарных исследований не ограничиваются исследованием поведения радионуклидов в ландшафте, а также могут быть использованы для организации мониторинга иных видов техногенного загрязнения. Реализованные ландшафтные приемы геоинформационного моделирования могут найти применение при географическом обосновании экологических экспертиз.

## ВЫВОДЫ

1. Разработана и реализована методология исследования ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов при аэральном (авария на ЧАЭС) и водном поступлении (сбросы предприятий радиохимического производства) техногенных радионуклидов, в основу которой положены ландшафтно-геофизические методы измерения радиоактивности на разных масштабных уровнях на стационарных полигонах в полесских ландшафтах западной части Брянской области, а также ландшафтно-радиометрическое профилирование в пойменных ландшафтах рек Ипуть, Беседь, Плава, Теча, Енисей.

2. Показано, что распределение  $^{137}\text{Cs}$  в полесских автоморфных ландшафтах имеет, как правило, случайный некоррелированный характер, сформировавшийся в момент аэрального осаждения радионуклидов, образование иерархических пространственных пятен загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (от метров до десятков метров) обусловлено чередованием гидроморфных и полугидроморфных участков. Коэффициент вариации загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  по данным полевой радиометрии возрастает с увеличением гидроморфизма почвы: от 9% в автоморфных лесных ландшафтах до 36% в гидроморфных.

3. Установлено, что распределение  $^{137}\text{Cs}$  в пойменных ландшафтах р.Теча, р.Енисей при технологических сбросах предприятий радиохимического производства определяется ландшафтно-гидрологическими условиями осаждения взвешенных наносов. Максимальное осаждение радионуклидов наблюдается на низкой пойме в местах отложения илистой или песчано-илистой фракции. Главным носителем  $^{137}\text{Cs}$  являются тонкие пески, суглинки и илы, тогда как главным носителем  $^{60}\text{Co}$  и  $^{152}\text{Eu}$  - средние суглинки и илы. На р.Теча наблюдается экспоненциальное снижение загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  по удалению от источника сброса, тогда как в пойменных ландшафтах р.Енисей благодаря высокой водности на участке ГХК-Стрелка протяженностью 235 км отмечено практически равномерное загрязнение.

4. На основе ландшафтно-гидрологического анализа проведена реконструкция радиационной обстановки в пойме р.Ипуть в 1986 г. Формирование загрязнения проходило в три этапа: **1**- в период аэральных выпадений водная поверхность являлась барьером, что привело к формированию первичного поля распределения  $^{137}\text{Cs}$  в пойменных ландшафтах Брянской области. В локальных участках средней поймы по границе «вода-суша» наблюдалось 4-х кратное концентрирование  $^{137}\text{Cs}$ ; **2**- при вхождении пойменных водных масс в русло реки за счет осаждения тонкой фракции формировалось загрязнение на низкой пойме; **3** – в период летне-осенних дождей происходило вторичное осаждение наносов на низкой пойме за счет поступления эрозионного материала с бассейна реки.

5. Исследована роль ландшафтной структуры в дифференциации латеральной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в полесских ландшафтах. До 1990 г. вынос  $^{137}\text{Cs}$  в бассейне р.Ипуть был в 3-4 раза выше, чем в бассейне р.Беседь, что связано также с различием в ландшафтном строении: заболоченные поймы низкого и среднего уровня р.Ипуть составляют 37%, на р.Беседь - 4%. Латеральный вынос  $^{137}\text{Cs}$  в гидроморфных лесных ландшафтах составил 5,9% (на 1993 г.), в долинах малых рек и ручьев – 1,57% (на 1992 г.), в агроценозе на склоне крутизной 4° вынос составил 1,95% (на 2004 г.). В 1999 г. в бассейне р.Булдынка площадью 64 км<sup>2</sup> коэффициент смыва  $^{137}\text{Cs}$  составлял 0,0013%, твердый сток - 30-60

т/год. В русловой части р.Плава (2001 г.) содержится 20% активности  $^{137}\text{Cs}$ , на р.Ипуть в русловой части содержится 7,7% запаса  $^{137}\text{Cs}$  и 64% в затоне (2000 г.).

6. Ландшафтная дифференциация радионуклидного загрязнения поймы р.Енисей определяется высотным положением, литологическим составом пород, а также длительностью затопления. На участке поймы ГХК-Стрелка площадью 99,2 км<sup>2</sup> депонировано 160-185 Ки  $^{137}\text{Cs}$ , что составляет 30,5-35% от сбросов ГХК за период 1976-2000 гг. Реконструкция радиационной обстановки на о-ве Атамановский с использованием датировки аллювиальных отложений по изотопным отношениям европия показала, что в 1966 г. максимальное загрязнение наблюдалось в устье и оголовке острова.

7. Предложена методика геоинформационного моделирования загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственной продукции с учетом ландшафтной структуры загрязненных территорий Брянской области, которая позволила провести реконструкцию загрязнения сельскохозяйственной продукции в начальный период после аварии на ЧАЭС (1987-1992 гг.), а также определить ландшафтную дифференциацию уровня загрязнения молока с использованием набора детерминированных и стохастических алгоритмов.

## ОСНОВНЫЕ ПУБЛИКАЦИИ ПО ТЕМЕ ДИССЕРТАЦИИ

### *Коллективные монографии, учебно-методические пособия:*

1. **Линник В.Г.** Построение геоинформационных систем в физической географии: Учебное пособие. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. - 80 с.
2. **Линник В.Г., Хитров Л.М., Коробова Е.М.** Принципы ландшафтно-геохимического и радиоэкологического картографирования территорий, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС (проект РАДЛАН). - М.: ГЕОХИ АН СССР, 1991. - 50 с.
3. **Линник В.Г.** Геоинформационные системы для управления ресурсами окружающей среды // Экоинформатика (теория, практика, методы и системы) / Под ред. В.Е. Соколова. - С-Пб.: Гидрометеиздат, 1992. - С.374-428.
4. **Линник В.Г.** Методы моделирования и оптимизации геосистем: Учебное пособие. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. - 99 с.
5. **Линник В.Г., Кувылин А.И., Кузьмичев В.Н., Коробова Е.М.** Организация баз данных радиоэкологической информации на территории экспериментального полигона в Брянской области // В кн: Беручашвили Н.Л., Жучкова В.К. Методы комплексных физико-географических исследований. - Учебник. - М.: Изд-во МГУ, 1997. - Приложение 1. - С.279-284.
6. **Линник В.Г., Говорун А.П., Моисеенко Ф.В., Белоус Н.М.** Исследование характера загрязнения Cs-137 пойменных лугов р.Ипуть (по результатам радиометрических исследований 2001 г.) // В кн.: Повышение плодородия, продуктивности дерново-подзолистых песчаных почв и реабилитация радиационно загрязненных сельскохозяйственных угодий. - М.: Агроконсалт, 2002. - С.125-145.
7. **Линник В.Г.** Биосферные последствия чернобыльской катастрофы. В кн.: Россия в окружающем мире. 2006 г. (Аналитический ежегодник) / Отв. ред. Н.Н. Марфенин. - М.: МНЭПУ, Авант, 2007. - С.33-52.

**Статьи в журналах, рекомендованных ВАК:**

8. **Линник В.Г.**, Сае́т Ю.Е., Смирнова Р.С. Оперативное картографирование региональных геохимических полей для мониторинга//Моделирование процессов экологического развития. - М.: ВНИИСИ, 1986. - Вып.13. - С.71-77.
9. Давыдчук В.С., **Линник В.Г.**, Чепурной Н.Д. Организация геоинформационных систем для моделирования антропогенных нарушений природной среды крупных регионов//Глобальные проблемы современности: региональные аспекты. - М.: ВНИИСИ, 1988. - Вып.5. - С.163-167.
10. Давыдчук В.С., **Линник В.Г.** Ландшафтный блок геоинформационной системы//Вестник Моск. ун-та. Сер.5. География. - 1989. - N5. - С.25-32.
11. **Линник В.Г.** Моделирование региональных геохимических полей//Моделирование процессов экологического развития. - М.: ВНИИСИ. - 1989. - Вып. 7. - С.43-50.
12. Коробова Е.М., **Линник В.Г.**, Хитров Л.М. Ландшафтно-геохимическое и радио-экологическое картирование загрязненной радионуклидами территории//Геохимия. – 1993. - №7. - С.1020-1029.
13. **Линник В.Г.** Ландшафтно-радиоэкологические исследования в связи с аварией на Чернобыльской АЭС//Вестн. Моск. ун-та. Сер.5. География. - 1996.- №1. - С. 38-44.
14. Потапов В.Н., Игнатов С.М., Чиркин В.М., **Линник В.Г.** Радиометрический способ измерения активности радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях с использованием водного погружного детектора//Атомная Энергия. - 2001. - Вып.3. - Т.9. - С.216-222.
15. Мартыненко В.П., **Линник В.Г.**, Говорун А.П., Потапов В.Н. Сопоставление результатов полевой радиометрии и отбора проб при исследовании распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах Брянской области//Атомная энергия. – 2003. -Т. 95. - №4. - С. 312-319.
16. **Линник В.Г.**, Сурков В.В., Потапов В.Н., Волосов А.Г., Коробова Е.М., Боргуис А., Браун Дж. Литолого-геоморфологические особенности распределения радионуклидов в пойменных ландшафтах р.Енисей//Геология и геофизика. – 2004. - №10. - С. 1220-1234.
17. **Линник В.Г.**, Волосов А.Г., Коробова Е.М., Борисов А.П., Потапов В.Н., Сурков В.В., Боргуис А., Браун Дж., Алексеева Т.А. Распределение техногенных радионуклидов в аллювиальных отложениях и фракциях почв в ближней зоне Красноярского ГХК//Радиохимия. - 2004. - Т.46. - №5. - С.471-476.
18. **Линник В.Г.**, Сурков В.В., Потапов В.Н. Оценка современной динамики осадко-накопления в пойме р.Енисей на основе ландшафтно-гидрологического, литологического и радиометрического анализа (на примере острова Черемухов)//Геоморфология. - 2005. - №3. - С.42-51.
19. Коробова Е.М., Чижикова Н.П., **Линник В.Г.** Распределение  $^{137}\text{Cs}$  по гранулометрическим фракциям и в профиле аллювиальных почв поймы р.Ипуть и ее притока р.Булдынка (Брянская область)//Почвоведение. - 2007. - №4. - С.404-417.

**Другие публикации:**

20. **Linnik V.G.** GIS strategy in the landscape-geochemical and radio-ecological mapping of radionuclides contaminated territory// Published for the International simposium of Envi-

- ronmental Change and GIS. IWSEG'91, August 25-28, 1991, ASAHIKAWA, JAPAN. - Vol.1. - P.111-114.
21. Korobova E.M., **Linnik V.G.** Geochemical landscape strategy in monitoring the areas contaminated by the Chernobyl radionuclides//Landscape and Urban Planning. - 1993. - Vol.27. - N1. - P.91-96.
22. **Linnik V.G.** Assessment and Prediction of a Radioecological Situation Using GIS-Technology: a Case of Restoration of Radionuclide Contaminated Territory of Bryansk Region// Nuclear and Hazardous Waste Management International Topical Meeting. August 14-18, 1994. Atlanta, Georgia, USA. Proceedings SPECTRUM'94. - Vol.3. - P.2069-2072.
23. Говорун А.П., **Линник В.Г.** Использование полевой радиометрии для изучения миграции радионуклидов в различных ландшафтах Брянской области//Всероссийская конференция "Радиоэкологические, медицинские и социально-экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения". Тезисы докладов. 21-25 мая 1995 г. НМЦ Голицыно. – М.: Тверьуниверсалбанк, 1995. - С.29.
24. **Linnik V.G.**, Korobova E.M., Kuvylin A.I. Radioecological Mapping as a Tool for Monitoring Natural Landscapes and Agricultural Lands in Bryansk Region// Proceedings 18th ICA/ACI International Cartographic Conference. ICC 97. Stockholm Sweden 23-27 June 1997. - Vol.3. - P.1760-1767.
25. Korobova E., Ermakov A., **Linnik V.**  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  mobility in soils and transfer in soil-plant systems in the Novozybkov district affected by the Chernobyl accident//Applied Geochemistry. - 1998. - Vol. 13. - No.7. - P.803-814.
26. Chesnokov A.V., Govorun A.P., **Linnik V.G.**, Shcherbak S.B.  $^{137}\text{Cs}$  contamination of the Tеча river flood plain near the village of Muslumovo//Journal of Environmental Radioactivity. - 2000. - Vol.50. - No 3. - P.181-193.
27. Говорун А. П., Щербак С. Б., Уруцкоев Л.И., Чесноков А.В., **Линник В.Г.**, Иванникова М.В., Пантелеев В.Н. Применение полевой радиометрии для картографирования загрязнения цезием-137 поймы р.Теча//Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. - Ст.-Петербург: Гидрометеиздат, 2000.- Т.1. - С.438-443.
28. **Линник В.Г.**, Говорун А.П., Потапов В.Н., Садырев Д.Н., Шишлов А.Е., Дегерменджи А.Г. Ландшафтные особенности распределения радионуклидов в пойме р.Енисей в ближней зоне влияния Горно-Химического Комбината//Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. - Ст.-Петербург: Гидрометеиздат, 2000.- Т.1. - С.543-548.
29. Perk, M. van der, Jetten V.G., Karssen D., He Q., Walling D.E., Laptev G.V., Voitsekhovitch O.V., Svetlichnyi A.A., Slavik O., **Linnik V.G.**, Korobova E.M., Kivva S. and M. Zheleznyak (2000) Assessment of spatial redistribution of Chernobyl-derived radiocaesium within catchments using GIS-embedded models. In: *The Role of Erosion and Sediment Transport in Nutrient and Contaminant Transfer* (ed. by M. Stone) (Proc. Waterloo Symp., July 2000)//IAHS Publ. - №. 263. - P.277-284.
30. **Linnik, V.**, Korobova, E., Kuvylin A., van der Perk, M., Burrough, P. GIS modelling for training in decision making on safe agricultural production in contaminated areas (Novozybkov case study)//5th European conference on Higher Education. Conference proceedings. From production Agriculture to Rural Development. Challenges for Higher education in the New Millenium. September 10-13, 2000. Seale-Hayne Faculty. University of Plymouth. United Kingdom. Ed. by Eirene Williams. - P. 202.

31. **Линник В.Г.** Закономерности распределение  $^{137}\text{Cs}$  в пойме р.Теча (на примере участка у п.Муслимово)//XV пленарное межвузовское координационное совещание по проблеме эрозионных, русловых и устьевых процессов. Волгоград, 3-5 октября 2000 г.: Доклады и краткие сообщения. МГУ, ВГПУ. – Волгоград-Москва: Перемена, 2000. - С.122-124.
32. Лутковский В.В., **Линник В.Г.**, Войцехович О.В. Оценка процессов пойменной миграции Cs-137 водным потоком р.Ипуть с помощью системы гидродинамического двумерного моделирования BOSS SMS//Труды УкрНИГМИ. - Киев, 2001. - Вып. 249. - С.211-220.
33. **Линник В.Г.** Ландшафтно-гидрологические условия распределения  $^{137}\text{Cs}$  в пойме р. Ипуть (Брянская область)//Эрозия почв и русловые процессы. - Вып.13. - М.: Изд-во Моск.Ун-та, 2001. - С. 120-132.
34. **Линник В.Г.** Методы ландшафтно-радиационного мониторинга пойменных комплексов//Научные аспекты экологических проблем России. Труды Всероссийской конференции. Москва, 13-16 июня 2001 г. - М.: Наука, 2002. - Т.1. - С.364-369.
35. **Линник В.Г.** Формирование техногенного радионуклидного загрязнения пойменных ландшафтов//Геохимическая экология и биогеохимическое изучение таксонов биосферы: Материалы четвертой Российской биогеохимической школы (3-6 сентября 2003 г.). Отв. Ред. В.В. Ермаков. – М.: Наука, 2003. - С.169-173.
36. **Линник В.Г.** ГИС-технологии при радиоэкологических исследованиях пойменных ландшафтов// В сб.: Прикладная геохимия. Вып.5. Компьютерные технологии. Москва: ИМГРЭ, 2004. - С.329-345.
37. **Linnik V.G.**, Brown J.E., Dowdall M., Potapov V.N., Surkov V.V., Korobova E. M., Volosov A.G., Vakulovsky, S.M., Tertyshnik, E.G. Radioactive Contamination of the Balchug (Upper Enisey) Floodplain, Russia in Relation to Sedimentation Processes and Geomorphology//The Science of the Total Environment. - March 2005. - Vol.339. - Issue 1-3. - P.233-251.
38. **Linnik V.G.**, Brown J.E., Dowdall M., Potapov V.N., Nosov A.V., Surkov V.V., Sokolov A.V., Wright S.M., and Borghuis S. Patterns and inventories of radioactive contamination of island sites of the Yenisey River, Russia //Journal of Environmental Radioactivity. - 2006. - Vol.87. - Issue 2. - P.88-208.
39. Волосов А.Г., **Линник В.Г.**, Соколов А.В. Датирование новейших аллювиальных отложений поймы р.Енисей по соотношению радиоизотопов европия//Изотопное датирование процессов рудообразования, магматизма, осадконакопления и метаморфизма. Материалы III Российской конференции по изотопной геохронологии. 6-8 июня 2006 г., Москва, ИГЕМ РАН. - М.: ГЕОС, 2006. - Том 1. - С.160-164.
40. **Линник В.Г.** Ландшафтные методы в исследовании загрязнения техногенными радионуклидами пойменных комплексов//Геохимия биосферы (к 90-летию А.И. Перельмана). Сборник докладов Международной научной конференции. Москва, 15-18 ноября 2006 г. – Смоленск: Ойкумена, 2006. - С.197-199.
41. **Linnik V.G.**, Saveliev A.A., Govorun A.P., Ivanitsky O.M., Sokolov A.V. Spatial Variability and Topographic Factors of  $^{137}\text{Cs}$  Soil Contamination at a Field Scale//International Journal of Ecology and Development. - 2007. - Vol.8. - No.7. - P.8-25.
42. **Linnik V.G.**, Saveliev A.A., Govorun A.P., Sokolov A.V. Spatial analysis and modeling of Cs-137 distribution at the microlandscape level (the Bryansk region). In.: Landscape Analysis for Sustainable Development. Theory and Applications of Landscape Science in

Russia. Ed. K.N. Dyakonov, N.S. Kasimov., A.V. Khoroshev, A.V. Kushlin. Moscow, 2007. - P.190-199.

43. Korobova E., **Linnik V.**, N. Chizhikova N. The history of the Chernobyl  $^{137}\text{Cs}$  contamination of the flood plain soils and its relation to physical and chemical properties of the soil horizons (a case study)//Journal of Geochemical Exploration. - 2008. - Vol. 96. - P.236–255.