

КАЗАЧЁНОК Нина Николаевна

**ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ
ТЕХНОГЕННЫХ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ПРОВИНЦИЙ
РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ**

25.00.36 – Геоэкология (Науки о Земле)

Автореферат

Диссертации на соискание ученой степени
доктора географических наук

Работа выполнена
на кафедре геологии и геоэкологии географического факультета ФГБОУ ВО
«Российский государственный педагогический университет им. А.И. Герцена»

Научный консультант:

Нестеров Евгений Михайлович, доктор педагогических наук, кандидат геолого-минералогических наук, профессор

Официальные оппоненты:

Груздев Владимир Станиславович, доктор географических наук, заведующий кафедрой строительства Федерального государственного бюджетного образовательного учреждения высшего образования «Государственный университет по землеустройству»

Иванов Игорь Васильевич, доктор географических наук, профессор, Заслуженный деятель науки РФ, главный научный сотрудник, руководитель группы генезиса и эволюции почв Института физико-химических и биологических проблем почвоведения Российской академии наук – обособленного подразделения Федерального государственного бюджетного учреждения науки «Федеральный исследовательский центр «Пущинский научный центр биологических исследований Российской академии наук»

Линник Виталий Григорьевич, доктор географических наук, главный научный сотрудник лаборатории эволюционной биогеохимии и геоэкологии, Федерального государственного бюджетного учреждения науки «Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского» Российской академии наук

Ведущая организация: Ордена Трудового Красного Знамени

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки «Институт геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии» Российской академии наук

Защита состоится 22 ноября 2019 г. в 11 ч. 00 мин. на заседании Диссертационного совета Д 002.046.03 при ФГБУН «Институт географии» РАН по адресу г. Москва, Старомонетный переулок, 29.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Института географии РАН.

Электронная версия автореферата размещена на интернет-сайте ВАК Министерства науки и высшего образования Российской Федерации <https://vak.minobrnauki.gov.ru>. Текст автореферата и полный текст диссертации размещены на сайте Института географии РАН <http://www.igras.ru>

Автореферат разослан _____ 2019 г.

Отзывы на автореферат (в двух экземплярах), заверенные подписью и печатью, просьба высылать на адрес d00204603@igras.ru

Ученый секретарь Диссертационного совета,

кандидат географических наук
Белоновская Елена Анатольевна

Общая характеристика работы

Актуальность темы исследования. Исследование закономерностей формирования техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов имеет важное значение для географических наук.

Техногенные провинции возникают в результате крупных аварий, приводящих к резкому изменению хозяйственно-экономических и социальных условий в регионах, вызывающих демографические сдвиги, принудительную и добровольную миграцию населения. Мероприятия по реабилитации загрязненных территорий и защите населения оказывают значительное влияние на структуру производства и экономику государства в целом.

Б.И. Кочуров (Кочуров Б.И., 2003) обосновал введение в систему географических наук раздела «Геоэкодиагностика», задачей которого является оценка состояния природно-хозяйственных систем (геоэкосоциосистем) с целью совершенствования их хозяйственной структуры.

Выявлением закономерностей развития техногенных радиационных аномалий, сформировавшихся при авариях и при регламентной работе предприятий атомной отрасли, занимались многие исследователи. В. А. Костюченко представил результаты исследования последствий аварий на ПО «Маяк» в отдаленные сроки после аварий (до 40 лет) (Костюченко В.А., 2005). Большая группа специалистов из России, Украины и Беларуси под руководством Н.И. Санжаровой и С.В. Фесенко подготовили книгу «Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий» (Радиоэкологические последствия..., 2018). С. В. Мамихин на основе принципов структуродинамики разработал подробные схемы миграции радионуклидов в наземных экосистемах (Мамихин С. В., 2016). Сотрудниками ИБРАЭ создан комплекс моделей миграции радионуклидов в поверхностных водах (Носов А.В., 2010), (Крылов А.Л., 2016), (Капырин И.В., 2017). И. Ю. Катрич (Катрич И.Ю., 2009) обобщил опыт исследования пространственно-временных закономерностей распределения трития в атмосферных осадках и речных водах. В. Г. Линник (Линник В.Г., 2018) описал закономерности ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов в автоморфных и гидроморфных ландшафтах. Е. М. Коробова (Коробова Е.М., 2016) обосновала критерии выделения биогеохимических провинций стабильных и радиоактивных изотопов с точки зрения отклонения от оптимальных для биоты геохимических параметров, и рассмотрела закономерности организации этих провинций. Особое место занимает работа А. Е. Бахура, который разработал научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды (Бахур А.Е., 2008).

Тем не менее, проблемы моделирования и прогнозирования формирования радиационных ситуаций, образовавшихся при разных режимах и условиях радиоактивного загрязнения территории, остаются актуальными. Требуется дальнейшего изучения влияния на формирование и развитие радиационной ситуации режима загрязнения, природно-климатических условий, антропогенного воздействия, в том числе реабилитационных мероприятий, хозяйственной деятельности и других факторов. До сих пор не проводили комплексный сравнительный анализ развития радиационной ситуации на территориях, сопоставимых с физико-географическими и природно-хозяйственными провинциями.

Содержание большинства радиоактивных изотопов в компонентах экосистем со временем уменьшается не только за счет выноса, но и за счет распада. Это позволяет на основании сходных физико-химических свойств ионов и соединений изотопов с различными периодами полураспада проводить более точную датировку динамики процессов в экосистемах. Выявление закономерностей поведения радиоактивных изотопов в компонентах географических оболочек Земли позволяет усовершенствовать методологию исследований локальных и глобальных круговоротов веществ, определить временные и пространственные координаты процессов в геоэкологических системах.

Поэтому изучение закономерностей формирования и развития техногенных биогеохимических аномалий радиоактивных изотопов, соответствующих масштабам физико-

географических и природно-хозяйственных провинций, имеет большое практическое значение и представляет теоретический интерес.

Основным **объектом исследования** является Южно-Уральская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ЮУПРИ) – территория в зоне влияния радиохимического предприятия ПО «Маяк» на Южном и Среднем Урале и Зауралье. Рассматриваются также Полесская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ППРИ) – территория зоны отчуждения Чернобыльской АЭС и прилегающая к ней территория Полесья, и Восточно-Белорусская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ВБПРИ) – территория восточных районов Могилевской и Гомельской областей и прилегающая к ним западная часть Брянской области.

Предметом исследования являются общие закономерности и характерные отличия формирования техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов, образовавшихся при разных режимах и условиях радиоактивного загрязнения, методология моделирования и прогнозирования развития радиационной ситуации после радиоактивного загрязнения больших территорий, оценки перспективы хозяйственной деятельности на загрязненных территориях.

Цель исследования – выявить общие закономерности и характерные различия формирования и развития техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов, образовавшихся при разных режимах и условиях радиоактивного загрязнения территории для совершенствования методологии моделирования и прогнозирования развития геоэкологических систем при радиоактивном загрязнении и действии прочих антропогенных факторов.

Задачи исследования:

1. Исследовать динамику содержания и закономерности поведения долгоживущих техногенных радионуклидов в абиотических компонентах входящих в сферу хозяйственной деятельности человека наземных и водных экосистем Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов.

2. Исследовать закономерности миграции долгоживущих техногенных радионуклидов в биотические компоненты названных экосистем.

3. Сопоставить результаты исследований с современными данными о закономерностях поведения техногенных радионуклидов в абиотических и биотических компонентах экосистем иных техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов.

4. Оценить возможность применения стандартных статистических методов для анализа и прогнозирования развития радиационной ситуации и перспектив хозяйственной деятельности на территории биогеохимических провинций техногенных радиоактивных изотопов.

5. Обосновать методологию прогнозирования и моделирования развития радиационной ситуации и перспектив хозяйственной деятельности на территории подвергшейся неоднородному техногенному загрязнению.

Связь работы с научными программами и темами НИР

Исследования экосистем ЮУПРИ проводились согласно плану НИР ФМБА России в соответствии с темами: «Закономерности формирования радиационно-гигиенической обстановки и доз облучения населения на территории Уральского региона, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварий на ПО «Маяк» (2007-2008 гг.)», «Современное состояние радиоактивного загрязнения территорий, подвергшихся воздействию выбросов ПО «Маяк» (2009-2011 гг.)», «Исследование современных источников и уровней радиоактивного загрязнения реки Теча (2012 г.)», «Исследование радиационного и экологического состояния водных экосистем, расположенных в зоне влияния ПО «Маяк» (2013 г.)». Сравнительный анализ закономерностей формирования провинций радиоактивных изотопов и разработка методов моделирования и прогнозирования радиационных ситуаций и перспектив хозяйственной деятельности проводились также в рамках НИР Белорусско-Российского университета «Повышение энергоэффективности, безопасности и управляемости техногенных систем

и их элементов» по плану Министерства образования Республики Беларусь и Министерства образования и науки Российской Федерации (2016-2017 гг.).

Научная новизна исследования:

1. Впервые проведено комплексное исследование закономерностей развития техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов за срок до 60 лет:
 - сформулированы новые критерии определения техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов, отличающиеся учетом изменения функционирования природно-хозяйственного комплекса региона;
 - впервые исследована динамика содержания и закономерности поведения ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{238,239,240}\text{Pu}$ в компонентах педосферы и гидросферы, ^{90}Sr и ^{137}Cs в биоте Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов с момента ее образования за срок до 60 лет;
 - впервые проведена комплексная геоэкодиагностика состояния радиоактивного загрязнения природно-хозяйственных систем в масштабах провинции через 60 лет после начала загрязнения;
 - впервые исследован перенос ^3H с осадками от технологических водоемов в озера;
2. Впервые проведен комплексный сравнительный анализ развития радиационных ситуаций в различных биогеохимических провинциях радиоактивных изотопов:
 - впервые проведен сравнительный анализ динамики содержания и закономерностей поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах геосфер трех техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов: Южно-Уральской, Полесской и Восточно-Белорусской;
 - показано, что, общие закономерности поведения радионуклидов в компонентах геосистем являются универсальными и позволяют использовать единые методы прогнозирования для различных биогеохимических провинций лесной и лесостепной зон, несмотря на различие природно-климатических условий, источников, режимов и уровней радиоактивного загрязнения
3. Обоснована методология оценки и прогнозирования развития радиационной ситуации с использованием методов решения задач оптимизации, нечёткой логики, метода Байеса, имитационного моделирования поведения радионуклидов в неоднородных природных средах по принципу виртуальных машин и других методов:
 - впервые обосновано, что, вследствие неоднородности радиоактивного загрязнения и природных условий, а также особенностей ведения хозяйства, статистические распределения значений уровней загрязнения объектов природно-хозяйственной среды не являются стандартными;
 - доказано, что при геоэкодиагностике систем, подвергшихся неоднородному радиоактивному загрязнению, стандартные статистические методы не всегда являются корректными;
 - впервые обосновано применение метода Байеса и нечёткой логики для планирования хозяйственной деятельности в зоне неоднородного радиоактивного загрязнения;
 - впервые осуществлено имитационное моделирование вертикальной миграции радионуклидов в неоднородной почве с помощью виртуальной машины;
4. Разработана методика оценки целесообразности ведения сельского хозяйства на загрязненных территориях;
 - разработана новая методика оценки риска получения в мелкотоварном производстве или в личных хозяйствах сельскохозяйственной продукции, не соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам, при неоднородном загрязнении;
5. Разработана методика выявления источников загрязнения речной системы:
 - впервые обосновано применение метода решения задач оптимизации для выявления вклада потенциальных источников загрязнения речной системы при невозможности прямых измерений их стока.

Положения, выносимые на защиту:

- Установлено, что в настоящее время хозяйственная деятельность на территории Юж-

но-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов не связана с риском получения лесной и сельскохозяйственной продукции, не соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам, за исключением единичных случаев грубых нарушений режима радиационного заповедника;

– Установлено, что от начала формирования техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов (ЮУПРИ, ППРИ, ВБПРИ) до настоящего времени различия природно-климатических условий и режима загрязнения этих провинций не привели к существенным различиям в поведении радионуклидов в компонентах экосистем, что позволяет использовать для разных провинций лесной и лесостепной зон единые методы моделирования и прогнозирования развития радиационной ситуации;

– Показано, что для эмпирических статистических распределений параметров радиоактивного загрязнения природных сред и продуктов хозяйственной деятельности характерны форма «трамплин» и бимодальное распределение, которые отражают как причины пространственно-временной неоднородности распределения радионуклидов, так и особенности организации ведения хозяйства на загрязненной территории;

– Показано, что нестандартные формы статистических распределений не позволяют в полной мере отразить закономерности формирования и развития провинций традиционными методами моделирования и прогнозирования, а также препятствует надежной верификации существующих моделей отдельных процессов;

– Обоснована целесообразность применения методов решения задач оптимизации, нечеткой логики, метода Байеса, имитационного моделирования поведения радионуклидов в неоднородных природных средах по принципу виртуальных машин для геоэкодиагностики и прогнозирования развития радиационной ситуации при ведении хозяйства на территориях с неоднородным загрязнением;

– Показана эффективность использования ^3H в качестве трассера для совершенствования методологии исследования локальных круговоротов воды в масштабах провинции и эффективность использования ^{137}Cs в качестве трассера миграции $^{238,239,240}\text{Pu}$ в педосфере

– Показано, что вследствие пространственно-временных параметров переноса ^3H , ^{90}Sr и ^{137}Cs с осадками геоэкологические исследования целесообразно проводить в масштабе биогеохимических провинций.

Практическая значимость исследования:

1. Направлены материалы «Закономерности развития радиационной обстановки в случае радиационной аварии с включением сухопутной территории и водоемов» (авторы: Аклеев А.В., Казаченок Н.Н., Костюченко В.А., и др.) в Российскую научную комиссию по радиологической защите (РНKRЗ).

2. Направлены справки: «О результатах анализа почвы и сельскохозяйственной продукции ООО «Совхоз Береговой» в 2007 году», «О результатах определения содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в кормах, молоке и мясе в ООО «Совхоз Береговой» в 2007 году», «Об уровнях загрязнения долгоживущими радионуклидами территории населенных пунктов и их ареалов в северном, северо-западном и западном направлениях в пределах 30-км зоны ПО «Маяк», «Об уровнях загрязнения долгоживущими радионуклидами водоемов расположенных в северном, северо-западном и западном направлениях в пределах 30-км зоны ПО «Маяк», «Об уровнях загрязнения долгоживущими радионуклидами территории населенных пунктов и их ареалов в южном, юго-восточном и восточном направлениях в пределах 30-км зоны ПО «Маяк» в Администрацию Челябинской области.

3. Разработаны «Методика оценки возможности использования земель в сельскохозяйственном производстве по текущей плотности загрязнения их радионуклидами», «Методика оценки источников радиоактивного загрязнения речной системы», которые переданы в ФМБА России.

4. Написаны и зарегистрированы в ФИПС России компьютерные программы: «Расчет плотности радиоактивного загрязнения почвы», «Расчет удельной активности Cs-137 в пробах природных объектов по данным радиохимического анализа», «Расчет удельной активно-

сти Sr-90 в пробах природных объектов по данным радиохимического анализа», «Определение вероятностей векторов миграции ксенобиотиков в однородной среде», «Моделирование и визуализация миграции ксенобиотиков в неоднородной среде»

Апробация работы:

Результаты исследований были представлены на международных и всероссийских конференциях:

6 съезд по радиационным исследованиям (Москва, 2010), Актуальные проблемы токсикологии и радиобиологии (Санкт-Петербург, 2011), Безопасность в чрезвычайных ситуациях (Санкт-Петербург, 2015, 2016), Герценовские чтения. География: традиции и инновации в науке и образовании (Санкт-Петербург, 2014), Герценовские чтения. География: развитие науки и образования (Санкт-Петербург 2015, 2016, 2017, 2018), Геология в школе и вузе: Науки о Земле и цивилизация (Санкт-Петербург, 2017), Геология, геоэкология, эволюционная география (Санкт-Петербург, 2014, 2016, 2018), Геоэкологические проблемы современности (Владимир, 2013), Инновационное развитие АПК: проблемы и перспективы (Смоленск, 2015), Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения (Северск-Томск, 2010, 2013), Научная сессия НИЯУ МИФИ-2015 (Москва, 2015), Опыт минимизации последствий аварии 1957 года (Челябинск, 2012), Природные опасности: связь науки и практики (Саранск, 2015), Радиация и Чернобыль: Наука и практика (Гомель, 2011), Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека (Томск, 2013), Сахаровские чтения: экологические проблемы XXI века (Минск, 2012, 2013), Современные проблемы радиационной медицины: от науки к практике (Гомель, 2014), Современные проблемы радиационной медицины: от теории к практике (Гомель, 2013), Стратегия развития геологического исследования недр: настоящее и будущее (Москва, 2018), Техногенные системы и экологический риск (Обнинск, 2014, 2018), Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде (Семей, 2012), Хроническое радиационное воздействие: эффекты малых доз (Челябинск, 2010), Чернобыльские чтения-2010 (г. Гомель, 2010), Экологическое состояние природной среды и научно-практические аспекты современных ресурсосберегающих технологий в АПК (Рязань, 2017), Экологическое состояние природной среды и научно-практические аспекты современных агротехнологий (Рязань, 2018), Экология в высшей школе: синтез науки и образования (Челябинск, 2009), Экология и защита окружающей среды (Минск, 2014), Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана (Ярославль, 2014).

Публикации.

По теме диссертации опубликована 101 работа: 1 монография, 7 глав в коллективных монографиях (из них 4 входят в Scopus), 3 статьи в журналах, входящих в Scopus, 15 статей в журналах из Перечней ВАК рецензируемых научных журналов, 75 статей и материалов конференций. Получены свидетельства о регистрации 5 программ для ЭВМ в ФИПС России.

Методология исследований

Ретроспективный анализ данных, накопленных с 1957 г. до 2007 г. проводили по архиву данных и по рабочим журналам отдела внешней среды ФГБУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» ФМБА России. С 2007 г. все исследования были проведены при участии автора или лично автором.

Методология полевых исследований опиралась на разработанные А. Е. Бахуром научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды.

Пробы воды, супераквальной почвы и донных отложений озёр отбирали на участках активного водопользования: водопоя, мест отдыха. Отбор проб воды, донных отложений, почвы поймы, растительности в системе реки Теча производили в гидрологических створах, а также на других участках речной системы, в зависимости от цели исследования. Пробы почвы в природных экосистемах отбирали в виде монолитов, которые затем разделяли на слои. В агроэкосистемах с помощью почвенного бура отбирали сборные пробы с исследуемого участка методом конверта. Пробы наземной травянистой фитомассы отбирали в радиусе 0,5 м от места отбора пробы почвы. Пробы овощей, картофеля и пробы почвы с приусадебных хозяйств отбирали в конце вегетационного периода после сбора урожая. Пробы мо-

лока из личных хозяйств отбирали в стойловый и пастбищный период. Отбор проводили в соответствии с требованиями: МР 2.6.1.0006-10 «Проведение комплексного экспедиционного радиационно-гигиенического обследования населенного пункта для оценки доз облучения населения», ГОСТ Р 51592-2000 «Вода. Общие требования к отбору проб» (2000); ГОСТ 28168-89 «Почвы. Отбор проб» (1989); ГОСТ 17.1.5.01-80 «Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность» (1980).

Удельную активность гамма-излучающих радионуклидов (^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) определяли с помощью сцинтилляционного гамма-спектрометра «Прогресс» и гамма-спектрометра МИ 2143-91. С 2011 г. использовали спектрометр МКС-01А «МУЛЬТИРАД». Из малоактивных проб ^{137}Cs выделяли после экстракции его из озоленной пробы 0,4 н HCl и концентрирования на ферроцианиде никеля радиохимическим путем в виде сурьмянойодидной соли. ^{90}Sr определяли по дочернему ^{90}Y , выделенному с помощью МИОМФК. Для контроля выхода использовали стабильные носители. После радиохимического выделения радионуклидов их активность определяли на малофоновых β -метрических установках УМФ-1500 и УМФ-2000. Определение ^3H в воде проводили на жидкостном α -, β -радиометре Quantulus 1220 после дистилляции с добавлением перманганата К. $^{238,239,240}\text{Pu}$ концентрировали и очищали на анионообменной смоле. Измерение α -активности $^{238,239,240}\text{Pu}$ производили после электрохимического осаждения на стальные диски на α -спектрометрической установке с ионизационной импульсной камерой. В качестве индикаторной метки использовали (^{236}Pu или ^{242}Pu). Удельную активность ^{222}Rn в пробах воды определяли с помощью радиометра радона РРА-01М-03 с пробоотборным устройством ПОУ-04. Измерение pH проводили на pH-метре АНИОН 4100 с комбинированным стеклянным электродом ЭСК-10601/7.

Содержание физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве и донных отложениях определяли по общепринятой методике. Дистиллированной водой экстрагировали водорастворимые формы, 1 н. уксуснокислым аммонием – обменные формы, 1 н. соляной кислотой – кислоторастворимые формы. После последней экстракции кислотой остаток почвы высушивали и определяли содержание прочно фиксированных радионуклидов.

Все применяемые методики измерения имели Государственные свидетельства о метрологической аттестации. Методики выполнения измерений были аттестованы в ГОСТ-стандарте. Применяемые средства измерений проходили государственную поверку в центре стандартизации и метрологии.

Для постановки ряда экспериментов нами были разработаны собственные методики, описание которых приведено в тексте.

Структура и объем работы. Диссертация состоит из введения, 7 глав, заключения, библиографического списка из 342 источников. Содержит 117 рисунков, 33 таблицы. Общий объем – 313 страниц.

Содержание работы

Глава 1. Техногенные биогеохимические провинции радиоактивных изотопов

Для прогнозирования медицинских, социальных, экологических и экономических последствий радиационных аварий, для планирования защитных и реабилитационных мероприятий, а также хозяйственной деятельности на загрязненных территориях необходимо знать закономерности формирования и развития биогеохимических аномалий, возникающих в зонах радиоактивного загрязнения. Эти исследования становятся еще более актуальными, когда речь идет об аномалиях радиоактивных изотопов, занимающих значительные территории, сопоставимые по масштабам и характеристикам с физико-географическими или природно-хозяйственными провинциями, то есть, когда можно говорить о формировании целых биогеохимических провинций.

Понятие «биогеохимическая провинция» по отношению к техногенным радиоактивным изотопам впервые было применено Р. М. Алексахиным и Ф. А. Тихомировым, они связывали появление биогеохимических провинций радиоактивных изотопов не с источниками техногенного загрязнения, а с особыми условиями миграции радионуклидов (Алексахин

Р.М., Тихомиров Ф. А., 1976). Е.М. Коробова обосновала в качестве критерия выделения биогеохимической провинции степень отклонения фактического содержания исследуемого элемента от содержания, оптимального для компонентов биоты и рассматривает всю поверхность Земли как «мозаику» радиобиохимических провинций, характеризующихся иерархически организованными условиями миграции (Коробова Е.М., 2016).

По нашему мнению, биогеохимические провинции радиоактивных изотопов отличаются от провинций стабильных изотопов рядом особенностей, вследствие которых стандартные методы исследования могут иметь ограниченное применение:

1. Концентрации техногенных радиоактивных изотопов в природных объектах очень малы, и практически не оказывают влияния на физико-химические, биохимические и геохимические процессы в экосистеме.

2. При радиоактивном распаде изотопов действие на живой организм ионизирующего излучения является стохастическим и, преимущественно, неспецифичным. Поэтому для провинций радиоактивных изотопов не определены специфические эндемические заболевания.

3. Не доказано существование биогеохимических провинций дефицитных по радиоактивным изотопам.

4. Принципиальным отличием биогеохимических провинций техногенных радиоактивных изотопов от биогеохимических провинций стабильных элементов является существенное изменение хозяйственно-экономических и социальных условий в регионе, вследствие радиоактивного заражения местности. Это связано с тем, что распространение техногенных радиоактивных изотопов до масштабов провинции может быть только в случае крупных радиационных аварий. Радиоактивные изотопы отличаются от стабильных беспороговым действием на уровне малых доз. Поэтому даже при относительно невысоком уровне загрязнения рекомендуется применять определенные ограничения при ведении хозяйственной деятельности.

5. Содержание большинства радиоактивных изотопов в компонентах экосистем со временем уменьшается не только за счет выноса, но и за счет распада.

По нашему мнению целесообразно предложить следующие критерии для отнесения исследуемой территории к категории техногенных биогеохимических провинций техногенных радиоактивных изотопов:

1. Факт техногенного радиоактивного загрязнения территории.

2. Повышение удельной или объемной активности техногенных радионуклидов в компонентах экосистем, по сравнению с уровнем глобальных выпадений, приводящее к изменению функционирования природно-хозяйственного комплекса региона.

3. Масштабы биогеохимической аномалии техногенных радиоактивных изотопов соответствуют масштабам физико-географической провинции.

При выявлении и изучении закономерностей формирования и развития биогеохимических провинций в первую очередь необходимо определить, какая часть земной поверхности будет исследована, как единая целостная геоэкологическая система, для которой, собственно и выявляются названные закономерности. В.И. Блануца предлагает выделять районы в среде информационно-коммуникационных сетей методами информационно-сетевой географии. (Блануца В.И., 2015). Б.И. Кочуров с соавт. считает, что географические принципы структурирования информации позволяют представить геопространство в виде объектно-ориентированной базы данных (Кочуров Б.И., 2012).

Нами предложено для практических целей компартиментализации или интегрирования геоэкосистем рассматривать множества значений, характеризующих отдельные пространственно-временные локусы: координаты точки измерения (места отбора проб), даты измерения (отбора), результаты измерения (анализа образцов) и другие параметры. В таком случае объект исследования представляется как результат операций с данными множествами.

Так, биогеохимическую провинцию радиоактивного изотопа можно представить, как результат пересечения множеств:

$$A \cap B = \{x: x \in A \text{ и } x \in B\}$$

где A – множество локусов x , характеризующихся принадлежностью к экосистеме a , B – множество локусов x , характеризующихся заданными значениями плотности загрязнения радионуклидом b .

В настоящее время наиболее изучены закономерности поведения радионуклидов на территории трех биогеохимических провинций. Краткая характеристика природных условий этих провинций представлена в таблице 1.

Таблица 1 – Природные условия техногенных провинций радиоактивных изотопов по (Челябинская область, 2002), (Тетерин А. Ф., 2000), (Природа Челябинской..., 2000), (Атлас современных..., 2009), Клебанович Н.В., 2012), (Махнач А.А., 2014)

Рельеф	
ЮУПРИ	Равнинно-увалистый рельеф с высотами от 300 м до 500 м
ВБПРИ	Волнистый и холмисто-увалистый рельеф местами платообразный с долинно-балочным расчленением с высотами 150-200 м
ППРИ	Плоский рельеф, осложненный дюнно-бугристыми формами, ложбинами стока, котловинами, 105-140 м
Климат	
ЮУПРИ	Осадки – 426-557 мм. Годовой максимум - в июле, от 76-108 мм. Испаряемость - 487-601 мм
ВБПРИ	Слабоувлажненный по Торнтвейту. Осадки 600-650 мм в год. Коэффициент увлажнения в среднем за год 1,0-1,15, за вегетационный период – 0,75-0,85
ППРИ	Полузасушливый по Торнтвейту. Осадки - 500-650 мм Коэффициент увлажнения в среднем за год меньше 1, за вегетационный период – меньше 0,75
Ландшафты	
ЮУПРИ	Ландшафты лесостепной и лесной зоны, болота и пойменные земли, озера
ВБПРИ	Сельскохозяйственные вторично-моренные – 47%, лессовые – 21,5%
ППРИ	Озерно-аллювиальные и болотные – 43%, водно-ледниковые, пойменные, моренно-зандровые – 50%.
Преобладающие почвы	
ЮУПРИ	Серые лесные на элювиальных и делювиальных суглинках
ВБПРИ	Дерново-подзолистые на песках, водно-ледниковых и моренных суглинках
ППРИ	Дерново-подзолистые на песках

Территория Южно-Уральской техногенной биогехимической провинции радиоактивных изотопов (ЮУПРИ), подвергаясь радиоактивному загрязнению в результате деятельности ПО «Маяк» включает северо-восточную часть Челябинской, южную часть Свердловской, западную часть Курганской областей. По физико-географическому районированию наиболее загрязненная часть территории ЮУПРИ относится к двум провинциям Уральской горной страны: провинции восточных предгорий горно-лесной зоны и провинции абразионно-эрозионной платформы лесостепной зоны, а также к провинции первично-аккумулятивной озерно-морской равнины лесостепной зоны Западно-Сибирской низменной страны (Челябинская область..., 2002).

Полесская провинция радиоактивных изотопов (ППРИ) в целом соответствует Полесской провинции сельскохозяйственно-лесных и лесных озерно-аллювиальных, болотных и аллювиальных террасированных ландшафтов (Махнач А.А, 2014). Она расположена на юге республики Беларусь и в северной части Украины. Восточно-Белорусская биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ВБПРИ) соответствует Восточно-Белорусской провинции сельскохозяйственных вторично-моренных и лессовых ландшафтов (Махнач А.А, 2014). Она расположена на территории юго-восточной части Могилевской, северо-восточной части Гомельской и юго-западной части Брянской областей.

Глава 2 Общие закономерности поведения радионуклидов в экосистемах биогеохимических провинций

При исследовании территории ЮУПРИ с первых дней образования Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) в 1957 г. было получено множество доказательств локальных особенностей распределения плотности радиоактивного загрязнения, связанных с влиянием ландшафта и других природных факторов. Выявлен так называемый «опушечный эффект»: повышение плотности радиоактивного загрязнения на фронтальной опушке лесонасаждения и уменьшение на противоположной опушке (Опытная..., 2005). В дальнейшем на многих территориях, загрязненных глобальными или аварийными радиоактивными выпадениями, также отмечали более высокие уровни загрязнения лесных массивов, а также заболоченных депрессий, в том числе, пойменных почв (Востокова Т.А. 1973), (Ястребов М.Т., 1973), (Анохин А.Б., 1989), (Молчанова И.В., 1989), (Соколов В.В., 1989), (Анохин А.Б., 1989), (Коробова Е.М., 1989), (Переволоцкий А.Н., 2006), (Черныш А.Ф., 2006), (Трапезников А.В., 2007), (Переволоцкая Т.В., 2008), (Будкевич Т.А., 2008). В то же время, часто в отдаленные сроки после выпадений, наблюдали и противоположную картину: снижение содержания радионуклидов от водораздела к подножию склона (Трапезников А.В., 2007), снижение активности ^{137}Cs в зонах аккумуляции (Линник В.Г., 2008), снижение активности ^{137}Cs от трансэлювиальных ландшафтов к супераквальным (Коробова Е.М., 2016).

Нами было показано, что и в отдаленные сроки (более 50 лет) после аварии на ВУРС плотность загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr слоя 0-20 см лесной почвы может быть в 3-7 раз выше, чем луговой. Плотность глобальных выпадений ^{90}Sr и ^{137}Cs вне ЮУПРИ (гора Кургашлы и ареал г. Чебаркуль) также была выше в лесу и на возвышенных участках (Казачёнок Н.Н., 2014). Таким образом, повышенная плотность радиоактивного загрязнения в депрессиях может быть связана с особенностями первичных выпадений, а не с горизонтальной миграцией. Аккумуляция радионуклидов в отрицательных формах рельефа возможна в тех случаях, когда время миграции до этих форм, например, при выраженной водной эрозии, значительно превышает период полураспада.

Многолетние исследования разных специалистов позволяют выделить основные группы факторов, оказывающих влияние на миграционную способность радионуклида: физико-химические свойства его соединений, содержащихся в атмосферных выпадениях; физико-химические свойства его соединений, образовавшихся при взаимодействии с веществом почвы или донных отложений, время взаимодействия радионуклида с веществом почвы или донного грунта. По мере накопления информации о распределении радионуклидов по профилю почв в различные сроки после выпадения на поверхность были разработаны и усовершенствованы различные модели миграции радионуклидов в почве. Перемещение радионуклидов в почвах связывали с диффузией по градиенту концентрации, кольматажем, конвективным переносом, Исследовали влияние типа почвы, материнской породы, механического состава, ёмкости поглощения и состава ионов, концентрации носителей, органического и минералогического состава, содержания K^+ и других ионов, pH почвенного раствора, влажности почвы, агротехнических мероприятий, динамики физико-химических форм и другие параметры (Махонько К.П., 1969), (Антропова З.Г., 1973), (Прохоров В.М., 1981), (Батурин В.А., 1997), (Караваева Е.Н., 1973), (Моисеев И.Т., 1973), (Корнеев М. А., 1977), (Щеглов А.И., 1989), (Бондарь Ю.И., 1989), (Мартюшов В.В., 1996), (Экологические..., 2001), (Мартюшова Л.Н., 1996, 2004), (Мамихин С.В., 2004), (Мартюшов В.З., 2004), (Кравец А.П., 2006), (Трапезников А.В., 2007), (Атлас..., 2009).

К определенным ландшафтам приурочены характерные геохимические барьеры: восстановительный (глеевый) геохимический барьер супераквальных и субаквальных ландшафтов, окислительный – элювиальных ландшафтов (Структура..., 2006). В связи с этим, логично предполагать, что для разных по физико-химическим свойствам радионуклидов в разных ландшафтах будет наблюдаться характерная картина вертикального и горизонтального распределения.

Нами было исследовано влияние типа почвы и высушивания ее при пробоподготовке-

на содержание подвижных и фиксированных форм ^{137}Cs и ^{90}Sr в образцах из гумусового горизонта (таблицы 2 и 3). Соотношение физико-химических форм ^{90}Sr в разных типах почв несколько различается, так в дерново-подзолистой и луговой почвах оказалось несколько больше обменных форм, чем в серой лесной. Содержание физико-химических форм ^{137}Cs различается в большей степени. В нативной серой лесной почве по сравнению с подвергшейся высушиванию, несколько ниже содержание обменной формы в слое 0-5 см. В дерново-подзолистой почве выше содержание кислоторастворимой формы ^{137}Cs . Однако наибольшие различия наблюдали не между типами почв, а между слоями 0-5 см и 5-10 см. Во всех случаях содержание способных к миграции форм ^{137}Cs выше в слое 5-10 см, а содержание прочно-связанных форм, остающихся в твердом остатке в этом слое значительно ниже.

В слое 0-10 см пойменной почвы реки Теча в районе Асановских болот содержится 5,5-8,2 % водорастворимого ^{90}Sr и 0,2-0,3% водорастворимого ^{137}Cs . (Костюченко В.А., 2009). То есть, содержание водорастворимого ^{90}Sr в гидроморфной почве гораздо больше, чем в автоморфной, а содержание водорастворимого ^{137}Cs – гораздо меньше.

Донные отложения отличаются от гидроморфной почвы в первую очередь соотношением твердой фазы и свободной воды, способной экстрагировать водорастворимые и обменные формы. Содержание водорастворимых форм в пойменной почве и донных отложениях реки Теча довольно близко, а содержание других фракций может значительно различаться (Костюченко В.А., 2009).

Так, основное количество ^{137}Cs в донных отложениях водоема В-10 системы реки Теча находится в фиксированном состоянии. Водорастворимая фракция составляет 0,3-0,4%, обменная и подвижная – 1,3-3,9%, причем, в песчаном грунте их доля несколько выше, чем в илистом. В песчаном грунте более 80% ^{90}Sr находится в обменном состоянии и только 7-9% в фиксированной форме. В илистом грунте 32,1% приходится на долю обменного ^{90}Sr и 34,5% на долю подвижного, который может быть связан с легкорастворимыми органическими соединениями или находится в виде карбонатов (Казачёнок, 2016)..

Таблица 2 - Физико-химические формы ^{90}Sr в почве ЮУПРИ, %

Почва	Слой, см	Растворимые в воде	Растворимые в 1Н $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменные)	Растворимые в 1Н HCl (подвижные)	Твердый остаток (фиксированные)
Серая лесная нативная	0-5	3,4±0,3	67,2±2,4	21,8±2,1	7,61±0,07
	5-10	3,9±0,5	63,6±4,2	25,6±3,2	6,9±0,6
Серая лесная	0-5	5,0±1,2	64,3±1,6	23,6±0,8	7,1±2,0
	5-10	1,7±0,4	65,0±7,5	26,5±8,6	6,8±1,6
Дерново-подзолистая	0-5	2,9±0,4	77,2±2,4	14,2±1,2	5,7±0,8
	5-10	2,2±0,4	85,3±2,7	8,9±2,5	3,6±0,2
Луговая	0-5	2,8 ± 0,5	73,2 ± 0,4	16,3 ± 0,6	7,7 ± 0,4

Таблица 3 - Физико-химические формы ^{137}Cs в почве ЮУПРИ, %

Почва	Слой, см	Растворимые в воде	Растворимые в 1Н $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменные)	Растворимые в 1Н HCl (подвижные)	Твердый остаток (фиксированные)
Серая лесная нативная	0-5	5,0±0,7	2,7±0,5	2,8±1,4	89,4±2,4
	5-10	13,7±6,4	16,5±5,4	36,6±14,4	33,1±7,5
Серая лесная	0-5	2,8±0,5	10,8±1,4	4,3±2,0	82,1±2,6
	5-10	16,5±1,4	17,9±5,3	16,2±5,8	49,4±4,2
Дерново-подзолистая	0-5	9,8±1,7	16,1±8,1	17,4±7,3	56,7±16,6
	5-10	13,8±2,9	22,6±5,1	36,0±6,6	27,5±7,9
Луговая	0-5	2,7 ± 0,4	3,1 ± 1,0	19,4 ± 1,5	74,8 ± 2,5

Таким образом, доля ^{137}Cs , находящегося в доступной для растений форме, в донных отложениях и пойменных почвах, значительно ниже, чем в автоморфных почвах, сформировавшихся в той же природно-климатической зоне, а доля ^{90}Sr значительно выше.

Необходимо отметить, что результат экстрагирования физико-химических форм радионуклидов из почвы и донных илов зависит от его режима (Молчанова И.В., 2006), (Стукалов П. М., 2007), (Казаченок Н.Н. 2010, Kazachonok N.N., 2014).

При сравнении содержания физико-химических форм радионуклидов в почвах различных провинций необходимо учитывать, что, в зону Чернобыльского загрязнения попали территории с различными характеристиками почвенного покрова. В Беларуси преобладают дерново-подзолистые, дерново-подзолистые глеевые песчаные и супесчаные почвы с низкой сорбционной способностью, а также торфяно-болотные почвы, что определяет повышенную по сравнению с почвами ЮУПРИ, подвижность радионуклидов и поступление их в сельскохозяйственные растения. В почвах зоны ЧАЭС динамика подвижности радионуклидов в значительной степени зависит от скорости растворения «горячих частиц». (Агапкина Г.И., 1989), (Новикова Н.Я., 1989), (Петряев Е.П., 1989), (Агеев В.Ю., 2001), (Кравец А.П., 2006), (Атлас современных..., 2009). В Чернобыльской зоне отчуждения для дерново-подзолистых супесчаных почв отмечено более высокое содержание подвижных (водорастворимой + обменной) форм ^{90}Sr (до 95%) по сравнению с ^{137}Cs (до 20%) (Фролов П.А., 2012).

По нашему мнению, целесообразно выделить также условно подвижные формы радионуклидов, которые перемещаются с помощью биотических компонентов педосферы. При этом, часть из них перемещается роющими животными и детритофагами независимо от физико-химической формы, а другие, биологически доступные, включаются в локальный круговорот. В наибольшей степени исследовано влияние на миграционную способность радионуклидов таких факторов как вид растений и плотность их посева, корневые выделения растений, характер почвенной микрофлоры (Мамихин С.В., 2004), (Кравец А.П., 2006), (Щеглов А.И., 1999, 2006), циркадные ритмы (Летова А.Н., 1973), тип севооборота (Черныш А.Ф., 2006), свойства опада (Белова Е.И., 1970), (Тюрюканова Э.Б., 1973), (Молчанова И.В., 1979), (Трапезников А.В., 2007).

Нами показано, что характер растительной формации оказывает влияние и на вертикальную миграцию радионуклидов по профилю почвы ЮУПРИ. В 44 точках отбора, расположенных в лесу, отношение удельной активности ^{137}Cs в слое 0-10 см к активности в слое 10-20 см составило в среднем $16,2 \pm 4,0$, для ^{90}Sr – $4,5 \pm 1,0$. В 42 точках, расположенных на лугу, это отношение для ^{137}Cs составило $2,1 \pm 0,6$, для ^{90}Sr – $2,0 \pm 0,5$ (Казачёнок Н.Н., 2014).

Для исследования влияния аэробных условий на скорость минерализации отмершей растительной биомассы, а также для оценки вклада ^{90}Sr и ^{137}Cs из растительного опада в загрязнение речной воды мы провели исследование динамики высвобождения радионуклидов из разлагающейся надземной фитомассы тростянки овсяницеvidной. Скорость высвобождения радионуклидов была выше в анаэробных условиях. Несмотря на то, что разложение фитомассы происходило гораздо медленнее, чем в аэробных условиях, 52,2% ^{137}Cs и 45,6% ^{90}Sr было экстрагировано в первую же декаду опыта, тогда как в аэробных условиях в первую декаду экстрагировано 39,0% ^{137}Cs и 30,8% ^{90}Sr (Казачёнок Н.Н., 2010)..

Нами был проведен также анализ влияния водного режима и детритофагов *Lumbricus* sp. на разложение растительного опада и характер вертикального распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в экспериментальных условиях. Вынос радионуклидов гравитационной водой за пределы слоя 35 см был ниже 1 Бк за все время опыта. Распределение радионуклидов по профилю почвы в целом соответствовало современному распределению их в серой лесной почве ВУРС и 20-км зоны ПО «Маяк». При имитации промывного водного режима радионуклиды мигрировали на большую глубину. Деятельность *Lumbricus* sp. способствовала более равномерному распределению радионуклидов по почвенному профилю (Kazachonok N.N., Porova I.Ya., 2014).

Таким образом, миграционная способность радионуклидов в трех провинциях не имеет принципиальных различий и определяется характером выпадений и комплексом локальных условий.

Глава 3 Закономерности поведения радионуклидов в компонентах педосферы

3.1 Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю автоморфной почвы элювиальных ландшафтов

Миграция радионуклидов в почве и донных отложениях со временем приводит к перераспределению их по профилю. Выявление закономерностей процесса перераспределения необходимо для прогнозирования загрязнения корнеобитаемой зоны, поступления радионуклидов в грунтовые воды, для планирования реабилитационных мероприятий и ведения хозяйства на загрязненных территориях.

Почвы на территории ЮУПРИ неоднократно подвергались радиоактивному загрязнению. За время работы ПО «Маяк» в атмосферу было выброшено около $1,4 \times 10^5$ ГБк долгоживущих β -излучающих радионуклидов и около $2,0 \times 10^3$ ГБк долгоживущих α -излучателей; кроме этого $7,4 \times 10^7$ ГБк образовали ВУРС, а ветровой разнос радиоактивной пыли из береговой зоны водоема Карачай в 1967 г. привел к образованию Карачаевского радиоактивного следа (КРС) (Проблемы ядерного..., 2010).

В 2008-2011 гг. на территории ЮУПРИ нами было проведено исследование уровней загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs автоморфных почв элювиальных ландшафтов. Для этого были отобраны пробы почвы и подстилки в наземных экосистемах в ареалах 52 ныне существующих и 2 отселенных населенных пунктов. Несмотря на различные режимы загрязнения почвы на разных участках ЮУПРИ, распределение радионуклидов по профилю имело общий характер. Практически во всех 130 точках отбора проб наибольшая удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs отмечалась в верхнем слое почвы и в лесной подстилке (в луговых почвах и черноземе – дернине или степном войлоке). Так как с 1970 г. технологические выбросы в атмосферу значительно снизились (Проблемы ядерного..., 2010), необходимо выявить механизм загрязнения подстилки в отдаленные сроки после радиоактивных выпадений.

Отношение удельной активности ^{90}Sr в траве к его активности в слое почвы 0-10 см на ВУРС на расстоянии 20 км от ПО «Маяк» составило $0,7 \pm 0,3$, на расстоянии 30 км – $2,1 \pm 1,0$. Для ^{137}Cs это отношение соответственно – $0,08 \pm 0,04$ и $0,4 \pm 0,4$. Активность ^{90}Sr в листьях деревьев, составляющих основную часть лесного опада, была практически равна активности в слое почвы 0-5 см. При минерализации отмершей биомассы относительное содержание радионуклидов в подстилке увеличивается. Удельная активность ^{90}Sr в подстилке была выше, чем в траве на расстоянии 20 км от ПО «Маяк» в $2,2 \pm 0,7$ раза, 30 км – $6,4 \pm 3,6$ раз; ^{137}Cs соответственно в 14 ± 8 раз и 12 ± 8 раз. Отношение удельной активности ^{137}Cs в подстилке к активности в слое почвы 0-10 см составило в среднем $0,5 \pm 0,1$, ^{90}Sr – $1,5 \pm 0,2$.

Хотя удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в подстилке весьма высока, на суммарную плотность загрязнения она не оказывает большого влияния, так как объемная масса подстилки на 2 порядка ниже объемной массы почвы. Например, в 2008 г. на оси ВУРС в 20 км от ПО «Маяк» с опадом надземной фитомассы на поверхность почвы (подстилки) поступило $2,3 \text{ кБк/м}^2$ ^{90}Sr и $0,28 \text{ кБк/м}^2$ ^{137}Cs . Это составило 2,1% ^{90}Sr и 3,4% ^{137}Cs от плотности загрязнения всего слоя лесной подстилки, а также 0,36% ^{90}Sr и 0,8% ^{137}Cs от суммарной плотности в подстилке и слое почвы 0-20 см. Следовательно, растительный опад на территории ЮУПРИ обеспечивает незначительную долю плотности загрязнения подстилки и верхнего слоя почвы.

Более подробно распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенному профилю автоморфных почв элювиальных ландшафтов ЮУПРИ исследовали на 3 типах почв: серой лесной, дерново-подзолистой и черноземе (таблица 4).

Характер распределения радионуклидов по профилю серой лесной почвы на ВУРС к северо-востоку от ПО «Маяк» и вне ВУРС к югу от ПО «Маяк» оказался сходным. В слое 0-10 см содержалось 84-86% ^{137}Cs , 60-66% ^{90}Sr . Начиная с глубины 20-25 см активность радионуклидов по профилю практически не изменялась: в слоях, отобранных на глубине 180 и 300 см, содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr практически не отличалось от их содержания в слоях 25-30 см.

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю дерново-подзолистой почвы на ВУРС было сходно с распределением в серой лесной почве. Наибольшая удельная активность ^{90}Sr

($1,0 \times 10^4$ Бк/кг) и ^{137}Cs ($1,2 \times 10^3$ Бк/кг) обнаружена в нижней части лесной подстилки, наибольшая плотность загрязнения по ^{90}Sr (39,6%) и по ^{137}Cs (40,4%) – в верхнем слое почвы 0-5 см. 96,2% ^{90}Sr и 58,9% ^{137}Cs содержались в подстилке и почве до глубины 20 см. 3,7% ^{90}Sr и 41,1% ^{137}Cs находились глубже 20 см. В дерново-подзолистой почве, как следует из сравнения распределений, подвижность ^{90}Sr незначительно отличалась от серой лесной, подвижность ^{137}Cs была заметно выше, чем в серой лесной. На глубине 25-30 см удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs практически не различается, а в более глубоких слоях ^{137}Cs преобладает.

Таблица 4 – Удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю почвы, Бк/кг

Почва	Дерново-подзолистая		Серая лесная						Чернозем			
Направление и расстояние от ПО «Маяк»	Северо-восток (ВУРС), 55 км		Юг, 7 км		Юг, 10 км		Северо-восток (ВУРС), 20 км		Северо-восток (ВУРС), 30 км		Юг, 20 км	
Слой, см	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
0-5	206	1910	480	104,3	299	95,8	479	7809	143	30,8	25,8	33,1
5-10	12,1	1771	27,3	48,9	192	85,5	23,2	2029	101,5	32,2	20,1	22
10-15	15,2	295	16,4	23,2	26,7	33,5	8,1	363	87	20,8	19,9	17,9
15-20	10,3	57,9	15,2	33,8	5,9	11,6	13,3	223	41	20,7	13,7	20,5
20-25	8,9	10,5	11,3	17,7	12,2	6,6	6,5	12,3	13,2	8,4	12,2	3,5
25-30	6,7	6,9	9,5	2	3,3	6,1	6,1	16,7	10,6	22,1	8,2	8,4
30-35	17,6	17,9	3,9	1,6	8,8	2,8	4,4	14,7	12,3	5,1	5,2	14,1
35-40			5,5	0,95	5,8	5	9,2	12,1			4,5	2,9
40-45	12,5	14,8	10,9	7,4	6,3	7,8	22,6	15,6	15	8,7	5,8	1,4
45-50			11,3	8,9	7,3	13,4	9,7	14			8,2	4,6
50-55	2,4	6,6	11,6	6,1	4,1	4,6			12,7	34,6	8,7	5
55-60			-	-	-	-	4,5	7,1				
60-65	2,4	4,1	-	-	-	-	4,2	11,1	6,6	5,3	4,1	2,0
65-70			-	-	-	-					3,9	6,6
70-75	2,2	4,3	-	-	-	-	3,5	4,7	9,9	5	2,7	2,9
75-80			-	-	-	-					8,2	5,3
80-85	8,6	7,9	-	-	-	-	5,5	10,6	8,8	9,7	4,7	3,1
85-90			-	-	-	-					5,6	2,7
90-95	8,6	7,9	-	-	-	-	9	6,8	41,3	23,2	4,6	0
95-100			-	-	-	-					5,9	10,2
100-105	6,2	8,2	-	-	-	-	9	6,8	10,7	7,4	4,5	3,4
105-110			-	-	-	-					7,4	6,1
110-115	7,6	7,3	-	-	-	-	9	6,8	-	-	3,8	0
115-120			-	-	-	-			-	-	7,6	8,6
120-125	7,6	7,3	-	-	-	-	9	6,8	-	-	-	-
125-150			-	-	-	-			-	-	-	-
150-175	-	-	-	-	-	-	7,4	2,9	-	-	6,5	19,9
180-185	-	-	8,8	4	-	-	-	-	-	-	-	-
295-300	-	-	10	8,5	-	-	-	-	-	-	-	-

На остепненных участках территории ВУРС встречается маломощный северный или выщелоченный чернозем. Практически все черноземные почвы Зауралья длительное время находились под распашкой. Поэтому следовало бы ожидать относительно равномерного распределения радионуклидов в пределах пахотного горизонта (0-20 см – 0-25 см) и более сильного загрязнения нижележащих слоев, чем у ненарушенной почвы. По данным наших

исследований (Казачёнок Н.Н. и др., 2009), в 2007 г. на полях овощного севооборота ООО «Совхоз Береговой» в 47% точек отбора на поливных землях и в 19% точек на богаре подпахотный слой 20-40 см содержал больше радионуклидов, чем пахотный слой 0-20 см. Соотношение плотностей загрязнения ^{137}Cs слоев 20-40 см и 0-20 см на богаре составило $0,58 \pm 0,20$, а при поливе – $0,88 \pm 0,43$. Для ^{90}Sr эти соотношения составили $0,76 \pm 0,21$ и $1,16 \pm 0,29$. Однако, на реперной точке на ВУРС у выщелоченного чернозема, находившегося под залежью с начала 1990-х, наибольшая удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs так же, как и у ненарушенных серой лесной и дерново-подзолистой почв, наблюдалась в слое полуразложившегося растительного опада и корневищ, то есть в сформировавшемся за время залежи степном войлоке. Наибольшая плотность загрязнения ^{90}Sr была в слое 0-5 см (10,4%) и в слое 5-10 см (10,9%), ^{137}Cs – в слое 0-5 см (21,4%). Проникновение ^{137}Cs и, в особенности, ^{90}Sr на глубину более 20 см выражено значительно сильнее, чем у лесных почв. Там находилось 57,2% ^{90}Sr и 37,4% ^{137}Cs . Таким образом, хотя при обработке почвы произошло механическое перемещение радионуклидов к плужной подошве, за 15 лет залежи в значительной степени восстановилось распределение, характерное для ненарушенных почв.

Картина распределения радионуклидов по почвенному профилю со временем изменяется, что необходимо учитывать при прогнозировании развития радиационной ситуации. При анализе характера распределения ^{90}Sr на трех реперных площадках ВУРС в разные сроки после аварии (рисунки 1-3) оказалось, что распределение ^{90}Sr по профилю 30-сантиметрового слоя хорошо описывается экспоненциальной функцией вида $y = ae^{-bx}$, где y – содержание радионуклида в слое в % от общей плотности загрязнения 30-см слоя, x – номер 5-см слоя.

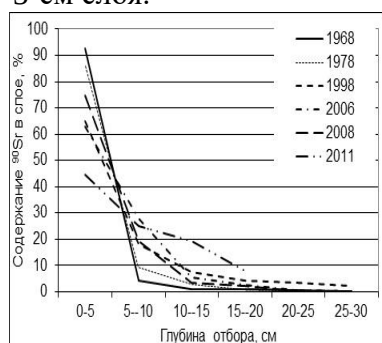


Рисунок 1 - Динамика распределения ^{90}Sr в 30-см слое серой лесной почвы на ВУРС (реперная площадка – «Алабуга»)

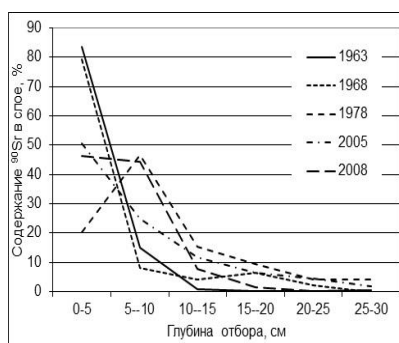


Рисунок 2 - Динамика распределения ^{90}Sr в 30-см слое дерново-подзолистой почвы на ВУРС (реперная площадка «Юго-Конево»)

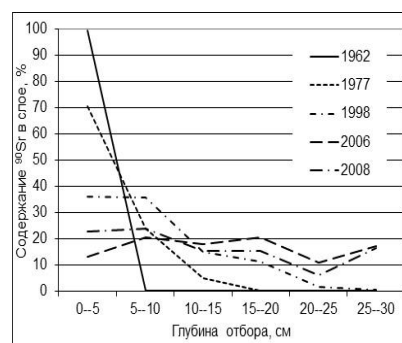


Рисунок 3 – Динамика распределения ^{90}Sr в 30-см слое чернозема на ВУРС (реперная площадка «Юшково»)

Наибольший интерес представляет коэффициент b , с помощью которого можно рассчитать глубину, на которой происходит снижение плотности загрязнения до заданной кратности. Выпавший на поверхность почвы ^{90}Sr медленно мигрирует в более глубокие слои и коэффициент b уменьшается (таблица 5).

Таблица 5 - Параметры уравнений, описывающих распределение ^{90}Sr по профилю 30-сантиметрового слоя почвы

	Серая лесная					Дерново-подзолистая					Чернозем				
Год	1968	1978	1998	2006	2008	1963	1968	1978	2005	2008	1962	1977	1998	2006	2008
b	3,07	2,15	1,17	0,96	1,38	1,76	2,17	0,30	0,70	0,62	5,78	1,16	0,45	0,01	0,16
R^2	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,43	0,99	0,83	1,00	0,99	0,87	0,01	0,55

Особенно четко прослеживается эта зависимость у серой лесной почвы: значение коэффициента b коррелирует с количеством лет, прошедших после аварии ($r = -0,94$, $p = 0,02$). У дерново-подзолистой почвы миграция ^{90}Sr происходит более интенсивно. На характер распределения ^{90}Sr по профилю чернозема наибольшее воздействие оказала перепашка. Зна-

чения b для этих почв падают быстрее, однако зависимость b от времени выражена слабее: для дерново-подзолистой $r = -0,68$, $p = 0,20$; для чернозема $r = -0,79$, $p = 0,11$. Коэффициенты детерминации R^2 аппроксимирующих кривых для серой лесной почвы, а в начальный период после аварии и для дерново-подзолистой и чернозема, весьма высоки.

В лесных почвах Полесского радиационного заповедника ^{137}Cs и ^{90}Sr распределяются более равномерно (Машков И.Л., 2008). В целом для почв Беларуси сохраняется та же тенденция, что и для автоморфных почв Зауралья. Основная доля запаса радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr на радиационно загрязненных землях находится в верхнем корнеобитаемом слое почвы (Атлас современных..., 2009), (Национальная система..., 2010), (Радиоэкологические последствия..., 2018). Значение подстилки, в аккумуляции радионуклидов для лесных почв Полесского радиационного заповедника, загрязненного в результате аварии на Чернобыльской АЭС, значительно выше, чем для почв Зауралья. В почвах Полесского заповедника активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в подстилке примерно в 10 раз выше, чем в верхнем почвенном слое. Соответственно запас ^{90}Sr в подстилке составляет 39% от всего содержания ^{90}Sr по профилю до глубины 105 см. Запас ^{137}Cs составляет 55%. (Машков И.Л., 2008).

Исследования динамики распределения по почвенному профилю в ППРИ и ВБТРИ также показали, что со временем происходит «разгибание» экспонент, распределение становится более равномерным, но при этом верхний слой 0-5 см остается наиболее загрязненным. В слое 0-5 см происходит некоторое смещение пика загрязнения вниз по профилю (Лес.Человек..., 1999), (Агеец В.Ю., 2001). Спустя 10 лет после катастрофы на ЧАЭС во влажной субори Украинского Полесья на дерново-подзолистых супесчаных почвах залежных земель основная доля выпавших радионуклидов (69-73% ^{90}Sr ; 88-93% ^{137}Cs ; 91-94 % ^{241}Am) продолжала оставаться в 0-10 см слое гумусово-аккумулятивного горизонта. На глубину ниже 20 см мигрировало не более 1,8% ^{137}Cs , 4,5% – ^{90}Sr . (Краснов В.П., 1997). На территории юго-западной части Брянской области в 2004 году на моренных холмах 92% ^{90}Sr и практически весь ^{137}Cs находились в слое 0-20 см, а на высокой пойме 12% ^{137}Cs мигрировал до слоя 20-35 см (Стародубов А.В., 2005); а через 30 лет после аварии 99% ^{137}Cs содержалось в подстилке и гумусовом горизонте дерново-подзолистой и серой лесной почв на глубине до 15-21 см (Карпов А.Д., 2016). До настоящего времени основная часть запасов ^{137}Cs в луговых экосистемах Тульской и Курской областей приходится на 10-см слой дернины (Парамонова Т.А., 2017).

Предполагалось, что при промывном водном режиме миграция радионуклидов вниз по профилю будет усиливаться, а при непромывном снижаться. Однако, хотя КУ в лесостепной зоне Челябинской области близок к 1, большая часть осадков выпадает в июле в виде ливней. В мае-июне осадков мало. Аналогичное сезонное распределение осадков отмечено на территории Белорусского Полесья (Клебанович Н.В., 2012). Во время вегетационного периода кратковременное увлажнение почвы в дождь сменяется длительным периодом иссушения почвы и подъема запаса влаги к поверхности. Таким образом, несколько раз за сезон происходит смена восходящего и нисходящего потоков воды в почве. Кроме того, в отдельные годы количество осадков и испаряемость, а, следовательно, и КУ, могут сильно колебаться. Вероятно, высокое содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое почвы поддерживается за счет капиллярного подъема почвенного раствора.

Таким образом, многочисленные исследования динамики распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в автоморфных почвах разных типов в различных ландшафтах ЮУПРИ, ППРИ, ВБПРИ и других территорий показали, что, несмотря на некоторые отличия, картина распределения имеет общих характер: как в первые годы после радиоактивных выпадений, так и через десятки лет, наибольшая удельная активность отмечается в нижней части подстилки и верхнем слое почвенного профиля.

3.2 Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю гидроморфных почв супераквальных ландшафтов

На территории ЮУПРИ гидроморфные почвы исследовали главным образом в системе реки Теча и ее притока реки Зюзелга. На рисунке 4 показано распределение радионукли-

дов в дерновой почве на незатопляемом берегу реки Зюзелга за 1,5 км до впадения в Течу. Основное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs сосредоточено в верхнем слое почвы 0-10 см, так же как в автоморфных почвах. Однако, в целом по профилю ^{90}Sr и ^{137}Cs распределены более равномерно. На рисунках 5-9 показан характер распределения радионуклидов в почве поймы реки Теча на различном удалении от В-11 и от русла реки. В большинстве случаев ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в аллювиальных лугово-болотных почвах Течи распределены в различных слоях. В аллювиальной дерновой почве они в основном содержатся в поверхностном слое.

Аналогичное разнообразие распределений отмечено в пойменных почвах ППРИ и ВБПРИ. В пойме реки Припять для слоя 0-30 см отмечены два пика ^{90}Sr и ^{137}Cs : на глубине 3-8 см и 17-19 см (Трапезников А.В., 2007). В пойменных дерновых почвах Гомельской области характер распределения практически не отличался от распределения у автоморфных почв (Агеев В.Ю., 2001).

Разнообразие профилей распределения радионуклидов в пойменной почве вполне объяснимо и связано со слоистым строением аллювиальных отложений, поемными и русловыми процессами, ускорением инфильтрации воды в западинах и другими факторами. Однако это разнообразие в значительной степени осложняет оценку потенциальных источников вторичного загрязнения. Кроме того, в настоящее время активность ^{90}Sr в пробах почвы поймы реки Теча в десятки раз ниже, чем ^{137}Cs , хотя в первоначальных сбросах их количество было почти одинаково (Мокров Ю.Г., 2005). То есть, в настоящее время мы наблюдаем результат неравномерного выноса ^{90}Sr и ^{137}Cs из пойменной почвы.

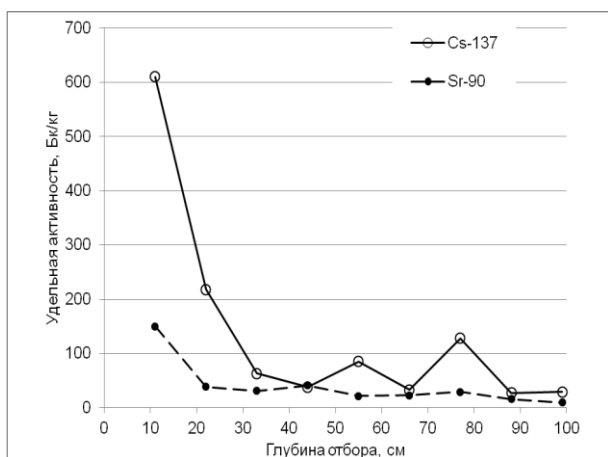


Рисунок 4 – Распределение радионуклидов в почве на незатопляемом берегу р. Зюзелги (правый берег, 1,5 км до впадения в Течу, 25 м от русла)

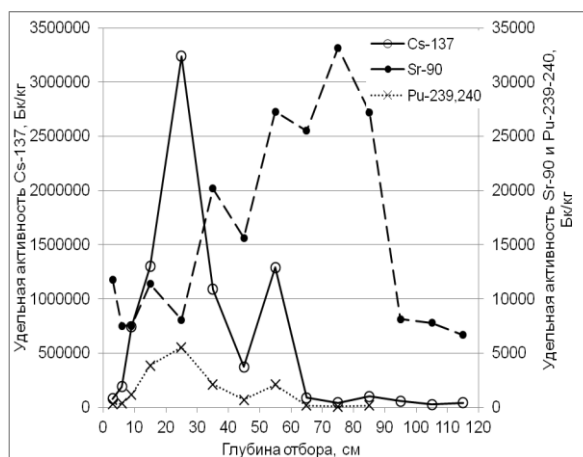


Рисунок 5 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 2 м от русла)

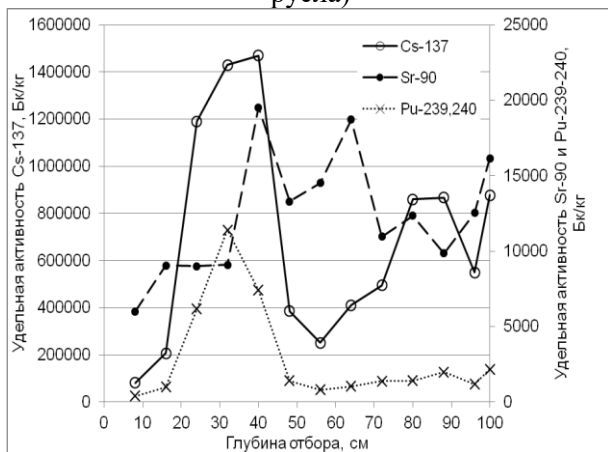


Рисунок 6 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 10 м ниже насыпи, 5 м от русла)

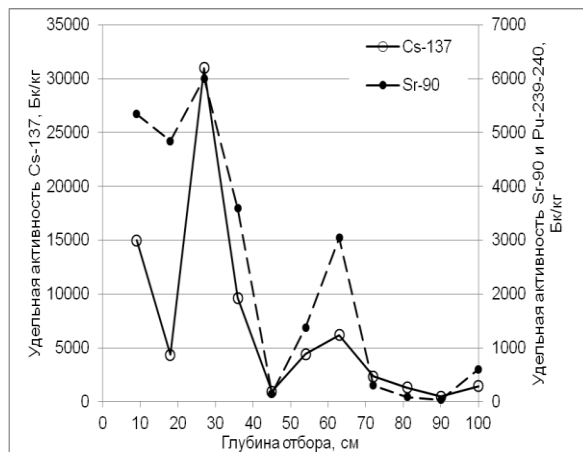


Рисунок 7 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 100 м от русла)

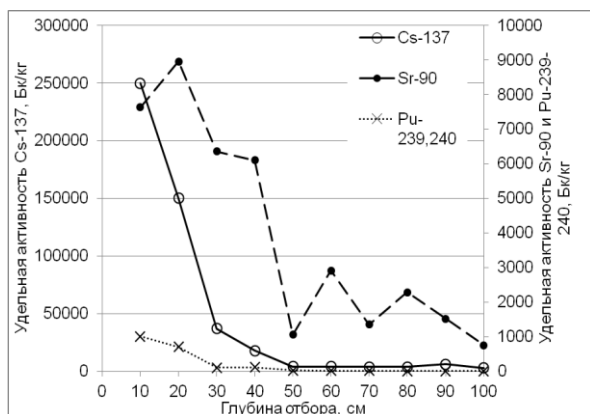


Рисунок 8 – Распределение радионуклидов в дерновой почве 2 км ниже Надырова моста (правый берег, 5 м от русла)

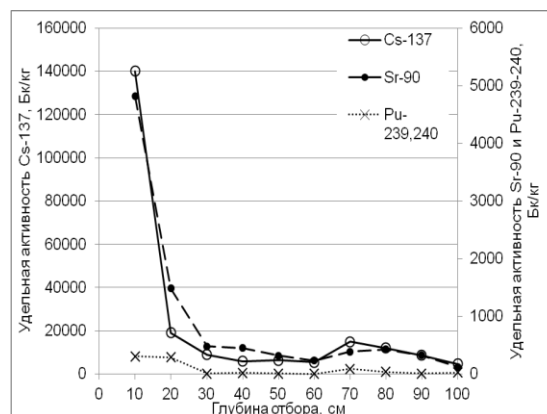


Рисунок 9 – Распределение радионуклидов в дерновой почве 2 км ниже Надырова моста (правый берег, 20 м от русла)

Гидроморфные почвы депрессий часто заболочены, высокая влажность и повышенная кислотность создают благоприятные условия для перехода радионуклидов в подвижные формы. Для почв зоны ЧАЭС установлено, что в гидроморфных почвах скорость миграции радионуклидов в 3-4 раза выше, чем в автоморфных и распределение по почвенному профилю более равномерное, без выраженной аккумуляции в верхнем слое (Ильин В.П., 1989), (Лес. Человек..., 1999), (Атлас современных..., 2009).

Глава 4 Закономерности поведения радионуклидов в компонентах гидросферы

4.1 Современные уровни радиоактивного загрязнения водных экосистем суши

На большей части территории суши радиоактивное загрязнение поверхностных и грунтовых вод незначительно и обусловлено глобальными выпадениями долгоживущих продуктов ядерных взрывов или природными радионуклидами и продуктами их распада (Радиационная обстановка..., 2016). Относительно высокое содержание радионуклидов характерно для поверхностных вод и донных отложений рек, водосборы которых полностью или частично находятся в 30-километровой зоне ЧАЭС. (Национальная система..., 2010).

В настоящее время наиболее загрязненными являются водотоки и водоемы на территории ЮУПРИ. Наиболее загрязненной речной системой на планете является система реки Теча. В период с 2000 г. по 2012 г. удельная активность ^{90}Sr в воде в верхнем течении колебалась от 1,6 Бк/л до 60,0 Бк/л, и, в среднем, по 121 пробе составила $17,1 \pm 2,2$ Бк/л. Активность ^{137}Cs колебалась от 0,06 Бк/л до 11,5 Бк/л, в среднем – $1,0 \pm 0,4$ Бк/л, активность ^3H – от 11,2 Бк/л до 451 Бк/л, в среднем 240 ± 33 Бк/л, активность $^{239,240}\text{Pu}$ не превышала 0,096 Бк/л, в среднем – $0,019 \pm 0,02$ Бк/л. (Казаченок Н.Н., 2013). Среднегодовая объемная активность ^{90}Sr в воде в 2015 г. составила 6,1 Бк/л, в 2014 г. 10,1 Бк/л, что на три порядка выше среднего уровня для рек России (Радиационная обстановка..., 2016). В еще большей степени загрязнены водохранилища Теченского каскада водоемов (ТКВ), технологические непроточные водоемы ПО «Маяк», озера в головной части ВУРС (Атлас геоэкологических..., 2007).

4.2 Закономерности поведения радионуклидов в абиотических компонентах экосистем водоемов

Динамику радиоактивного загрязнения озер в головной части ВУРС изучали с первых дней после аварии. Практически во всех работах приведены результаты расчетов и прогнозы динамики снижения содержания радионуклидов в воде (Мешалкина Н.Г., 1966), (Экологические и медицинские..., 2001), (Опытная..., 2005), (Смагин А. И., 2008), (Левина С.Г., 2009). Озера Карачаевского следа изучены в меньшей степени. Уже в начальный период после радиоактивных выпадений основная часть радионуклидов депонируется в донных отложениях. Поэтому уровень загрязнения воды очень быстро снижается в первые же дни после аварии. Максимум загрязнения илов ^{90}Sr наблюдали через 2-3 года после образования ВУРС (Опытная..., 2005). После наступления динамического равновесия процессов сорбции/десорбции

радионуклидов твердой фазой донных отложений динамика уровня радиоактивного загрязнения абиотических и биотических компонентов водной экосистемы зависит от скорости распада изотопов и от скорости их заглубления в донные отложения и, соответственно, выхода из активной зоны сорбции/десорбции. По нашим расчётам динамика активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Урускуль свидетельствует о сопоставимой значимости этих процессов (Казачёнок Н.Н., 2016).

На рисунках 10-14 показана динамика активности радионуклидов в воде наиболее загрязненных озер ЮУПРИ, на рисунке 15 – в воде водоема В-10 Теченского каскада.

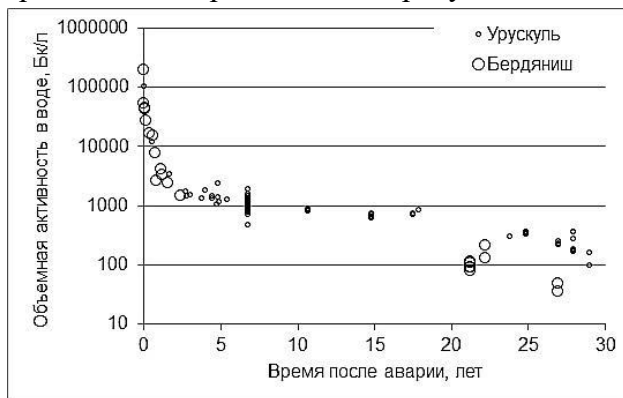


Рисунок 10 - Динамика β -активности радионуклидов в воде озер ВУРС

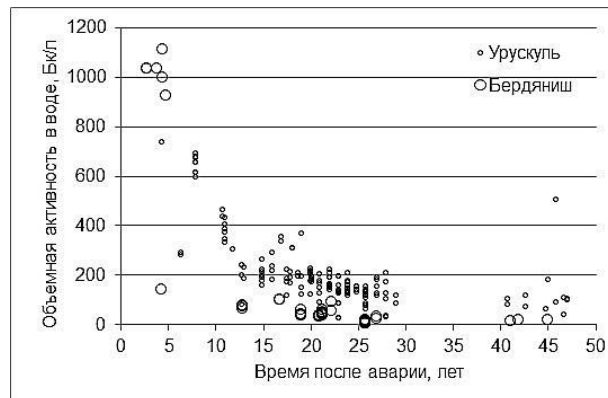


Рисунок 11 - Динамика активности ^{90}Sr в воде озер ВУРС

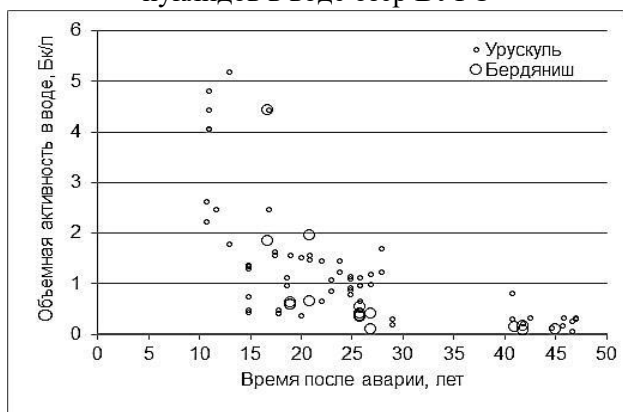


Рисунок 12 - Динамика активности ^{137}Cs в воде озер ВУРС

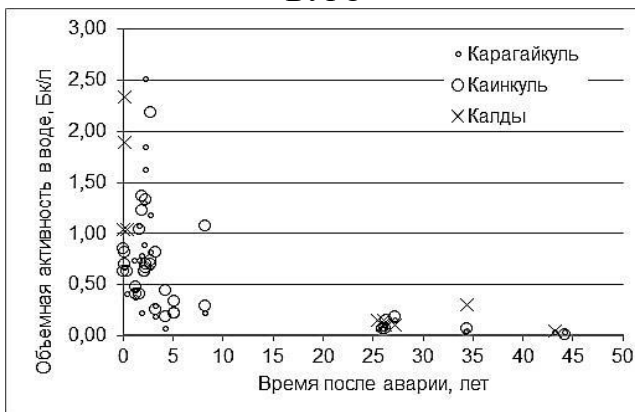


Рисунок 13 - Динамика активности ^{90}Sr в воде озер КРС

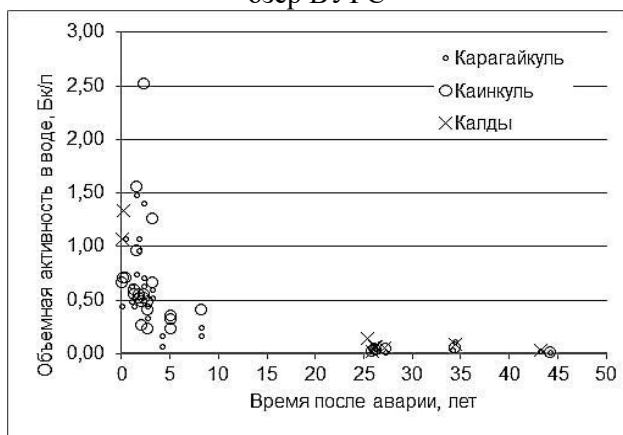


Рисунок 14 - Динамика активности ^{137}Cs в воде озер КРС

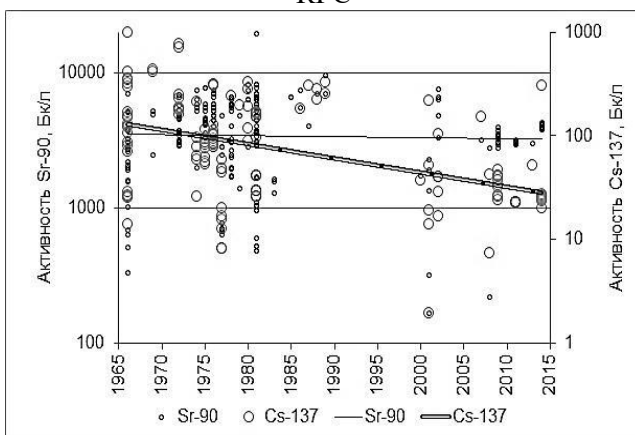


Рисунок 15- Динамика объемной активности радионуклидов в воде водоема В-10

Необходимо учитывать, что результат измерения зависит от глубины отбора пробы, от сезона, погодных условий и других факторов. При этом влияние этих факторов может быть разнонаправленным. Так, в воде озер ЮУПРИ активность ^{90}Sr либо уменьшалась с глубиной, либо была практически одинаковой (Мешалкина Н.Г. , 1966), (Фесенко С. В., 2004). В воде озер ППРИ активность ^{90}Sr и ^{137}Cs возрастала с глубиной (Кудельский А.В., 2011). По

нашему мнению, большой разброс значений не позволяет рассчитать параметры эмпирико-статистических моделей с точностью, достаточной для прогнозов.

Тем не менее, для того, чтобы сравнить динамику содержания радионуклидов в воде различных типов водоемов нами было рассчитано уравнение экспоненциальных аппроксимирующих кривых вида $y = ae^{bx}$, где b – характеризует скорость снижения объемной активности воды. Значения b для В-10: ^{90}Sr – 0,017, ^{137}Cs – 0,032; для озера Урускль ^{90}Sr – 0,043, ^{137}Cs – 0,059; для реки Теча: ^{90}Sr – 0,049, ^{137}Cs – 0,033.

Для оценки влияния современных атмосферных выпадений на уровни радиоактивного загрязнения озерной воды нами были отобраны пробы зимних осадков с поверхности льда 14 озер. На большинстве озер общее содержание ^{137}Cs в снеговых выпадениях было больше, чем в озерной воде, в среднем отношение «вода»/«снег» составило $0,53 \pm 0,22$. При этом $40 \pm 10\%$ ^{137}Cs выпавшего на 1 м^2 находились в водорастворимой форме (в талой воде), остальное – в нерастворимой (твердом остатке). То есть, в период исследования талые воды по активности ^{137}Cs соответствовали озерной воде и не оказывали влияния на уровень ее загрязнения. Содержание ^{90}Sr и ^3H в снеге, напротив, было в несколько раз меньше, чем в озерной воде и отношение «вода»/«снег» составило для ^{90}Sr $4,9 \pm 3,5$, а для ^3H – $4,5 \pm 3,2$ (в 2010-2011 гг.) и $3,3 \pm 2,1$ (в 2013 г.). В водорастворимой форме находилось $59 \pm 12\%$ ^{90}Sr , поэтому талая снеговая вода, по-видимому, способствовала разбавлению озерной воды и снижению в ней активности ^{90}Sr и ^3H . Плотность выпадений ^{90}Sr и ^{137}Cs на поверхность озёр на два-три порядка ниже, чем плотность загрязнения окружающей водосборной территории. Нужно учитывать, что объём осадков в разные годы может значительно различаться, как и количество радиоактивных выпадений (Радиационная обстановка..., 2016).

Исследование распространения ^3H создает основу для совершенствования методологии изучения локальных круговоротов воды в экосистемах. ^3H является трассером водных потоков, так как может мигрировать на большие расстояния в водотоках, в подземных водах, в атмосфере. На рис. 16 представлены значения активности ^3H в поверхностных водах ЮУПРИ. Снижение концентрации ^3H в осадках и воде бессточных озер по мере удаления от источника загрязнения дает возможность оценить размер территории, на которой происходит локальный круговорот воды.

На территории ЮУПРИ сложилось уникальное сочетание условий для исследования локального круговорота воды меченой ^3H : испарения с поверхности водоемов Теченского каскада, выпадения с осадками, динамики активности ^3H в непроточных озерах, фильтрации в речную систему и подземные воды. Пространственно-временные параметры переноса ^3H показывают, что именно провинции, а не отдельные ландшафты должны быть основным объектом геоэкологических исследований.

Мы рассчитали коэффициенты корреляции Пирсона между активностью ^3H в снеговой воде, плотностью выпадений ^3H на 1 м^2 , расстоянием места отбора от промплощадки ПО «Маяк» и углом отклонения азимута места отбора относительно промплощадки от румбов: С, СВ, В, ЮВ, Ю, ЮЗ, З, СЗ. Наибольшие значения коэффициентов корреляции получили с углом отклонения азимута от румба З: по 40 пробам $r = -0,432$ ($p < 0,01$), множественная корреляция (плотность/расстояние/отклонение) $r = -0,432$ ($p < 0,01$).

Многолетние наблюдения Озерской метеослужбы показывают, что в зимний период в г. Озерске преобладают западные, юго-западные и южные ветры (Атлас геоэкологических..., 2007). Однако, зимой 2012-2013 гг. наибольшее количество снега выпало при юго-восточном ветре, что и объясняет преимущественный снос загрязненных осадков на северо-запад от ПО «Маяк» (Казачёнок Н.Н., 2013).

При исследовании донных отложений водоемов (ДОВ) ЮУПРИ оказалось, что разброс значений активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое донных отложений озер весьма велик (рис. 17-20). При этом, если распределение значений удельной активности в воде было близко к нормальному, что позволяет провести статистическую обработку данных стандартными методами, то распределение значений активности в ДОВ может быть весьма трудно свести к какому-либо из стандартных распределений, что затрудняет обработку данных и построение эмпирико-

статистических моделей. (Казачёнок Н.Н., 2016). Такой характер распределения связан с неоднородностью выпадений, с неоднородностью физико-химических свойств донных отложений, определяющих их сорбционную способность, с горизонтальным перераспределением выпавших радионуклидов, особенно в зонах размыва и намыва, с неоднородностью отложения донных осадков (Мешалкина Н.Г., 1966), (Опытная..., 2005), (Ненашев Р.А., 2010), (Казачёнок, 2016). В водоемах Теченского каскада неоднородность загрязнения ДОВ особенно проявляется при сравнении участков старого русла Течи и участков, затопленных при строительстве водохранилищ (Баранов С.В., 2011).

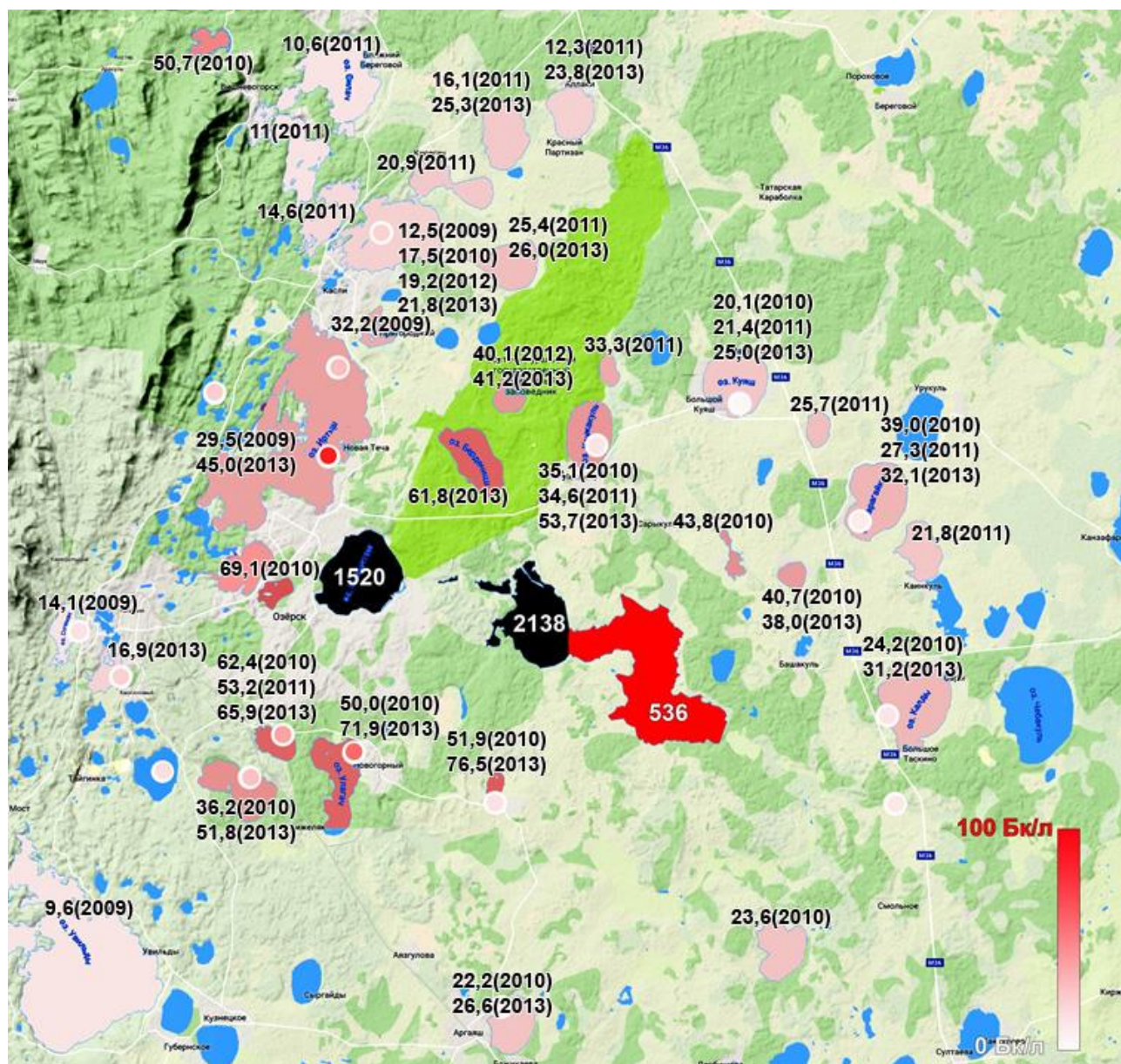


Рисунок 16 – Активность ^3H в воде озер, Бк/л (год отбора) и зимних осадках (в кружках)

По нашему мнению, пространственная неоднородность ДОВ не позволяет эффективно использовать общепринятые методы эмпирико-статистического моделирования и верификации моделей динамики радиоактивного загрязнения. Практический смысл имеет исследование динамики радиоактивного загрязнения воды, ДОВ и почвы в местах активного водопользования: отбора питьевой и технической воды, водопоя и выпаса скота, рекреационных зон, а также исследование загрязнения рыбы в местах лова.

Для выявления закономерностей распределения радионуклидов между абиотическими компонентами непроточных водоемов в 2009-2013 гг. мы исследовали уровни радиоактивно-

го загрязнения воды, донных отложений и прибрежной почвы в местах активного водопользования 25 озер на территории ЮУПРИ и 1 озера (Еловое, г. Чебаркуль) вне ЮУПРИ. В таблице 6 приведены значения коэффициентов корреляции между объемными активностями радионуклидов в воде, удельными активностями в донных отложениях, в гидроморфной почве на расстоянии 2 м от уреза воды (слой 0-10 см) и в автоморфной почве на водосборной территории (слой 0-10 см).

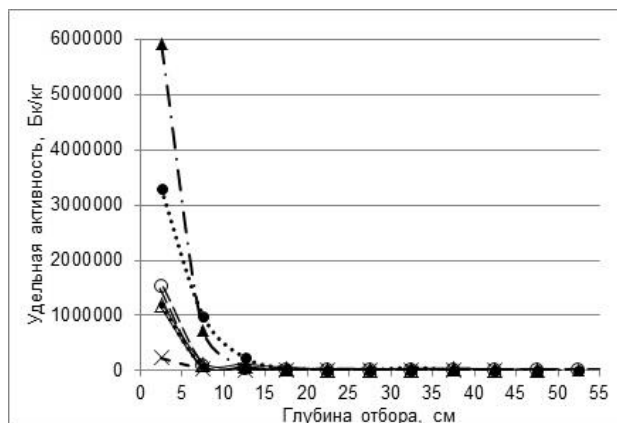


Рисунок 17 - Распределение суммарной β-активности по профилю донных отложений озера Урускүль ВУРС) в 6 разных точках отбора в 1964 г.

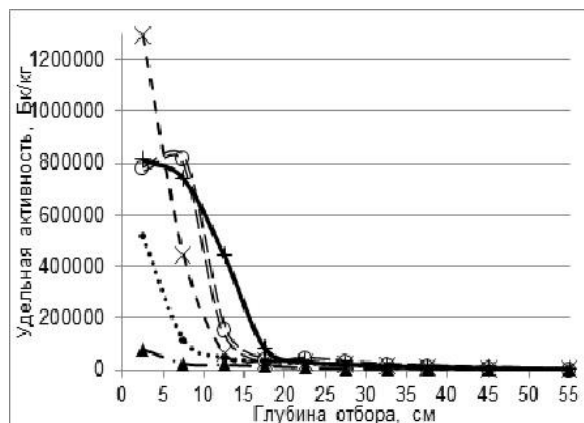


Рисунок 18 - Распределение суммарной β-активности по профилю донных отложений озера Урускүль в 5 разных точках отбора в 1984 г.

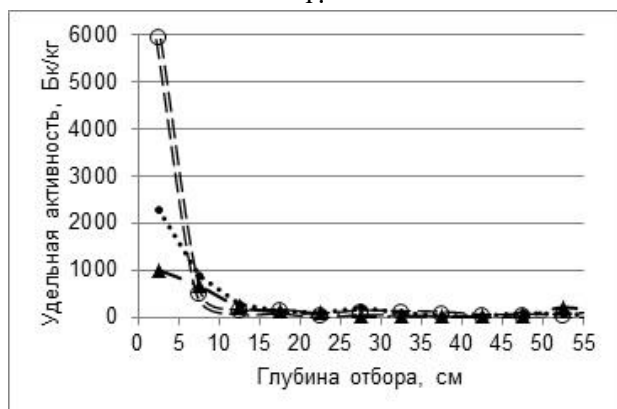


Рисунок 19- Распределение активности ^{137}Cs по профилю донных отложений озера Каинкүль (КРС) в 3 разных точках отбора в 1969 г.

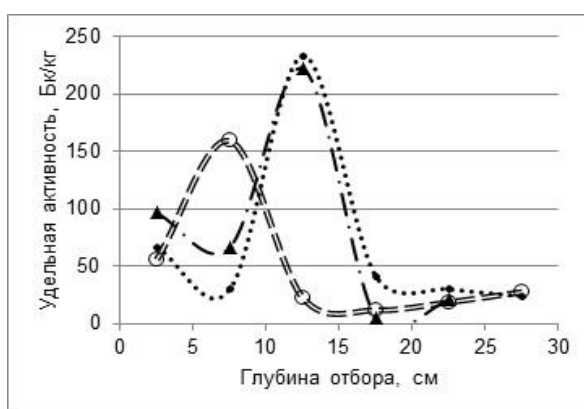


Рисунок 20 - Распределение активности ^{137}Cs по профилю донных отложений озера Каинкүль в 3 разных точках отбора в 1982 г.

Таблица 6 - Значения коэффициентов корреляции Пирсона между удельной активностью радионуклидов в компонентах водных экосистем ЮУПРИ

№		Радионуклид	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Вода	^{137}Cs	0,49 ²	0,61 ²	0,64 ²	0,20	0,31	0,18	0,42 ¹	-0,04
2		^{90}Sr		0,64 ²	0,30	0,83 ²	0,37	0,39 ¹	0,13	-0,05
3		^3H			0,45 ¹	0,54 ²	0,30	0,29	0,40 ¹	0,00
4	ДОВ (0-10 см)	^{137}Cs				0,18	0,26	0,26	0,61 ²	0,13
5		^{90}Sr					0,21	0,33	0,07	-0,02
6	Гидроморфная почва (0-10 см)	^{137}Cs						0,65 ²	0,37	0,06
7		^{90}Sr							0,32	0,34
8	Автоморфная почва (0-10 см)	^{137}Cs								0,65 ²
9		^{90}Sr								

¹ - статистически значим при $p < 0,05$
² - статистически значим при $p < 0,01$

Статистически значимы коэффициенты корреляции активностей ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде с их активностями в ДОВ. Интересно, что активности ^{137}Cs в воде, ДОВ и почве водосбора коррелируют с активностью ^3H в воде. Действительно, на территории ЮУПРИ, за исключением ВУРС, преобладает загрязнение ^{137}Cs , которое, как и загрязнение ^3H зависит от направления господствующих ветров.

Статистически значимая связь активностей ^3H в воде и ^{137}Cs в почве на территории водосбора дает основания предположить, что загрязнение ЮУПРИ ^{137}Cs обусловлено, в большей степени технологическими выбросами, чем разносом смерчами прибрежного ила с озера Карачай.

4.3 Закономерности поведения радионуклидов в речной экосистеме

Система реки Теча ЮУПРИ подвергалась сильному радиоактивному загрязнению с 1949 г., когда начались сбросы ЖРО на водосборной территории. С 1951 г. до настоящего времени проводятся мероприятия, направленные на снижение уровня загрязнения водосборной территории и реки Теча: промывка технологических водоемов (привела к массированному загрязнению поймы и русла), создание каскада водохранилищ (Теченский каскад водоемов – ТКВ), формирование обводных каналов, модернизация плотин и каналов, очистка воды в водоемах ТКВ и другие. Наиболее активно защитные мероприятия проводили до 1966 г., когда было завершено строительство плотины водоема В-11. В 2007-2008 гг. были завершены работы по сооружению противифльтрационного экрана в теле плотины В-11. В настоящее время вода фильтрата плотины и обводных каналов разливается по обширному Асановскому болоту, исток реки Теча находится ниже плотины В-11.

Усредненная за 2000-2012 гг. динамика объемной активности радионуклидов в воде Течи по руслу представлена на рис. 21 и 22. Загрязнение воды ^3H , ^{90}Sr и ^{137}Cs снижается на участке от створа «Асанов мост» до створа «Новый мост» (5,5 км и 16 км от плотины В-11), где в Течу впадает р. Зюзелга (9 км от плотины В-11), содержание радионуклидов в воде которой близко к фоновому (активность ^{90}Sr $0,12 \pm 0,05$ Бк/л, ^3H – $10,0 \pm 2,0$ Бк/л). Активность ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ заметно повышается на заболоченном участке к створу «Надыров мост» (22 км от плотины В-11). Наиболее значительно снижается активность всех исследованных радионуклидов на участке от створа «Муслумово» (52 км от плотины В-11) до створа «Бродокалмак» (91 км), где нет крупных притоков, а донные отложения каменистые или песчаные.

При отборе проб в течении времени, сопоставимом с временем добегания (рисунок 23) в 2009 г. на участке «Асанов мост»–«Новый мост» активность ^{90}Sr в воде снизилась на 15,6%, ^3H – на 16,7%. В 2011 г. снижение составило соответственно 47,2% и 38,7%, однако активность ^{90}Sr и ^3H на всем протяжении реки все равно была более высокой, чем в 2009 г. В 2012 г. активность ^{90}Sr в воде на этом участке снизилась на 43,8%, ^3H – на 41,3%. Такие совпадения снижения активностей ^{90}Sr и ^3H , который находится в виде НТО, позволяют предположить, что на данном участке сорбция и десорбция ^{90}Sr относительно сбалансированы и снижение обеспечивается разбавлением водой из реки Зюзелги. Удельные активности ^{90}Sr и ^3H в воде взаимосвязаны на всем протяжении реки. В верхнем течении в 40 пробах 2009-2012 гг. коэффициент корреляции между ними составил 0,759. В среднем за этот период в верхнем течении активность ^3H превышала активность ^{90}Sr в $11,2 \pm 1,2$ раза. В нижнем течении это соотношение несколько снижается и составляет $9,3 \pm 1,6$.

Необходимо отметить, что удельные активности радионуклидов очень сильно варьируют в отдельные годы и в течение года. Мы рассчитали коэффициенты вариации для значений активностей ^{90}Sr в воде в 2000-2012 гг. В верхнем течении реки Течи от створа «Асанов мост» до створа «Муслумово» в наименьшей степени варьировали значения удельной активности ^{90}Sr в пробах, отобранных в один и тот же месяц года, коэффициент вариации для этих проб составлял в среднем 0,28. Для проб, отобранных в течение одного года, коэффициент вариации составил в среднем 0,41. Для проб, отобранных в одной точке за весь период исследования, коэффициент вариации составил от 0,52 до 0,73, в среднем – 0,62. Можно предполагать, что содержание ^{90}Sr в воде на данном участке в меньшей степени

зависит от места отбора и расстояния от плотины В-11, чем от погодных условий и, соответственно, водности реки. Действительно, средняя активность ^{90}Sr в воде у Асанова моста в период 2000-2012 гг. составила $18,7 \pm 4,6$ Бк/л, у Нового моста – $15,6 \pm 3,4$ Бк/л, у Надырова моста – $14,4 \pm 4,4$ Бк/л, у д. Муслумово – $17,0 \pm 3,9$ Бк/л. То есть, хотя наблюдается тенденция снижения загрязнения воды с удалением от В-11, но различия не являются статистически значимыми.

Для того, чтобы оценить временную динамику содержания радионуклидов в воде Течи с 1975 г. по 2012 г. мы рассчитали уравнения экспоненциальных аппроксимирующих кривых вида $y = ae^{bx}$, где b – характеризует скорость снижения объемной активности воды. Для ^{90}Sr b составляет $-0,49$, для ^{137}Cs – $-0,033$.

Если бы сорбция и десорбция в донных отложениях находились в равновесии и снижение объемной активности воды происходило только за счет распада радионуклидов, коэффициент b составил бы около $-0,023$. Однако, рассчитанные нами эмпирические значения b превышают эту величину. Это явление не объясняется поступлением менее загрязненных частиц грунта с водосборной территории, так как водосборная территория верховьев реки Теча загрязнена не меньше, чем донные отложения. Вероятно, до настоящего времени сорбция в донных отложениях преобладает.

На рисунке 24 представлена сезонная динамика активности ^{90}Sr в воде в верхнем течении р. Течи, усредненной за период 2000-2012 гг. В период весеннего половодья и после осенних дождей активность ^{90}Sr в воде наименьшая, Повышение активности характерно не столько для летней межени, сколько для позднелетнего (что может быть связано с кристаллизацией воды) и раннеосеннего периода.

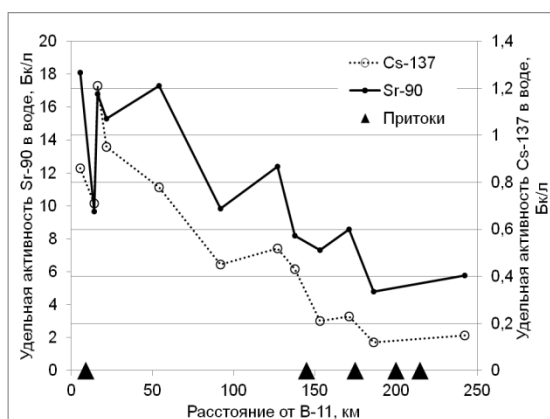


Рисунок 21 – Изменение активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде в зависимости от расстояния (в среднем за 2000-2012 гг.)

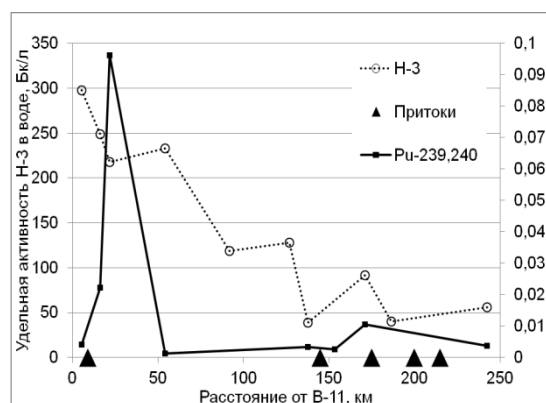


Рисунок 22 - Изменение активности ^3H и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде в зависимости от расстояния (в среднем за 2000-2012 гг.)

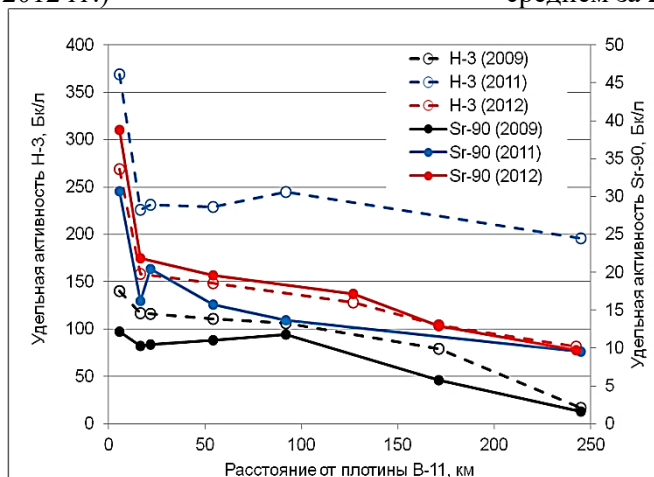


Рисунок 23 – Динамика активности ^3H и ^{90}Sr в воде Течи при отборе в течение времени добегания

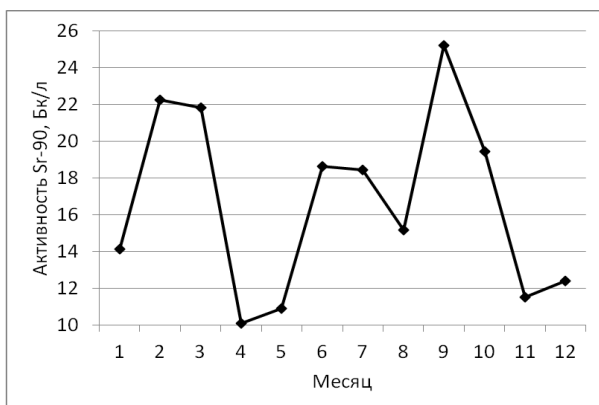


Рисунок 24 – Сезонная динамика активности ^{90}Sr в воде в верхнем течении р. Течи

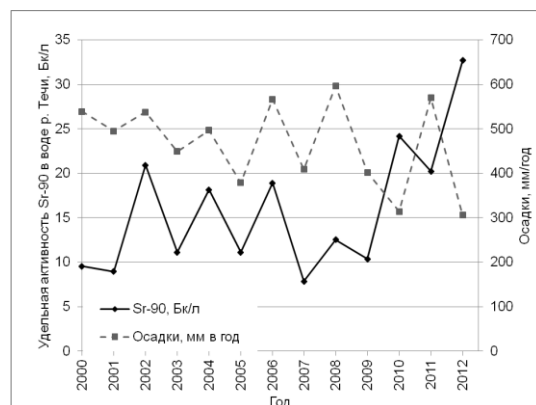


Рисунок 25 – Динамика среднегодовой активности ^{90}Sr в верхнем течении реки и осадков с 2000 по 2012 гг.

Нами рассчитаны коэффициенты корреляции между удельной активностью радионуклидов в воде в верховьях Течи в безморозный период 2004-2012 гг. и погодными условиями за декаду, предшествующую отбору пробы: количеством осадков, суммой температур, гидротермическим коэффициентом. Слабая отрицательная корреляция на границе значимости (-0,29 для 45 проб) обнаружена только между активностью ^3H и количеством осадков за декаду. То есть, связи между уровнем загрязнения воды и предшествующими погодными условиями не обнаружено.

Колебания среднегодовых значений активности ^{90}Sr в воде в верховьях реки Течи связаны с количеством выпавших за год осадков (рисунок 25). Активность ^{90}Sr в воде в верхнем течении до 2010 г., совпадала по фазе с количеством осадков. Это объясняется тем, что во влажные годы подъем уровня воды в водоемах ТКВ приводил к увеличению фильтрации радионуклидов в обводные каналы и через плотину В-11, и это увеличение не было скомпенсировано разбавлением менее загрязненной водой с водосборной территории. В 2010-2012 гг., после реконструкции плотины, колебания активности ^{90}Sr в воде верховьев реки происходили в противофазе с колебаниями осадков.

Многие закономерности поведения радионуклидов в речных экосистемах имеют общий характер. Реки ЮУПРИ, ППРИ и ВБПРИ загрязнялись как при непосредственном поступлении радионуклидов в водоток, так и за счет смыва радиоактивных изотопов с водосборной территории. На наиболее загрязненных системах рек Теча (ЮУПРИ) и Припять (ППРИ) были проведены защитные мероприятия, что необходимо учитывать при моделировании развития радиационных ситуаций на водотоках. (Медико-биологические..., 2001), (Соботович Э.В., 1992).

Основными факторами уменьшения концентрации ^{137}Cs в поверхностных водах рек ВБПРИ и ППРИ считают уменьшение количества его обменных форм в почвах водосборов, а также естественный распад. (Вакуловский С.М., 2008), (Радиационная обстановка...2016).

На территории ВБПРИ и ППРИ также отмечены сезонные и годовые колебания активности радионуклидов в речной воде. По данным С.М. Вакуловского (Вакуловский С.М. и др., 2008) повышение водности года и паводки приводят к увеличению выноса ^{90}Sr с водами рек Ипуть и Беседь (ВБПРИ). Н.Г. Василенко и С.А. Журавин (Василенко Н.Г., Журавин С.А., 2016) отметили, что в 1999 г. во время весеннего половодья на реке Припять на фоне общего повышения активности ^{90}Sr , пик стока совпал с падением его активности в воде. В 1991 г. максимумы и стока, и активности они наблюдали в конце января.

Динамика содержания радионуклидов в донных отложениях речной системы изучена в меньшей степени. Сброс ^{90}Sr и ^{137}Cs в период 1949-1954 гг. был практически одинаковым (Мокров Ю.Г., 2005), периоды полураспада у ^{90}Sr и ^{137}Cs очень близки, однако удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях может различаться в десятки и сотни раз, что связывают с неоднородной миграцией и с преимущественным выносом ^{90}Sr . (Глаголенко Ю.В., 2007). (Трапезников А.В, 2007).

В 1979 г. содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем течении в слое 0-5 см уже различалось от 10-16 раз (на расстоянии 25 и 32 км от плотины В-11) до 65 раз (на расстоянии 4,5 км). Максимальная активность ^{137}Cs на расстоянии 4,5 км от В-11 отмечена на глубине 10-15 см, ^{90}Sr – 0-5 см (рисунок 26). К 1992 г. содержание радионуклидов в верхних слоях понизилось более, чем на порядок и наиболее загрязненными ^{137}Cs оказались слои 15-25 см, ^{90}Sr – 0-15 см (рисунок 27), в которых активность за 13 лет снизилась в меньшей степени. Ниже по течению уровень загрязнения донных отложений ^{90}Sr и ^{137}Cs в 1992 г. оказался значительно выше, чем в 1979 г., при этом наиболее загрязненным оказался слой 15-20 см (рисунки 28 и 29). Таким образом, со временем ^{137}Cs заглублялся, и скорость заглубления его снижалась по мере удаления от истока. Однако в 2007 г. (рисунок 30) содержание ^{137}Cs в донных отложениях по всем слоям оказалось практически таким же, как в 1979 г., а ^{90}Sr – снизилось по сравнению с 1992 г. примерно в 5 раз, при этом распределение ^{90}Sr по профилю инвертировалось.

Необходимо отметить, что в 1979 г. в верхнем течении реки наибольшая удельная активность ^{90}Sr в донных отложениях была обнаружена на расстоянии 25 км от плотины В-11. В слое 0-25 см она составляла порядка 30-45 кБк/кг. На расстоянии 32 км активность ^{90}Sr варьировала в разных слоях от 0,3 до 1,6 кБк/кг. В 1992 г. наибольшая активность ^{90}Sr – до 70 кБк/кг – была на расстоянии 14 км (рисунок 29). Сопоставление характера распределения радионуклидов по профилю донных отложений и по профилю наносов, откладывавшихся с 1965 г. по 2005 г., (рисунок 31) дает представление о динамике выноса радионуклидов со взвешенными частицами, а сравнение профилей распределения в различные годы на разных расстояниях показывает примерную скорость движения загрязненных частиц грунта по руслу реки. Однако, как было показано на рисунках 17-20, даже распределение радионуклидов по профилю донных отложений водоемов отличается большой неоднородностью. Поэтому, любые модели и прогнозы динамики радиоактивного загрязнения донных отложений водотоков будут иметь очень ограниченное применение.

Тем не менее, поведение изотопов некоторых элементов в речной системе достаточно сходно. Выше уже было показано, что объемная активность ^3H и ^{90}Sr в воде Течи изменяется синхронно. Равным образом оказалось, что горизонтальное и вертикальное распределение ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пойменной почве и донных отложениях Течи сходно. Их активность в пробах хорошо коррелирует (рисунки 32 и 33). Это позволяет ориентировочно оценивать уровень загрязнения почвы и донных отложениях $^{239,240}\text{Pu}$ по результатам γ -спектрометрического определения ^{137}Cs .

Удельные активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях и пойменной почве также коррелируют, но связаны в меньшей степени, вследствие большей подвижности ^{90}Sr . Результаты γ -спектрометрического определения ^{137}Cs так же можно использовать для ориентировочной оценки содержания ^{90}Sr , однако для расчета необходимо использовать эмпирические уравнения рассчитанные для проб одного «возраста».

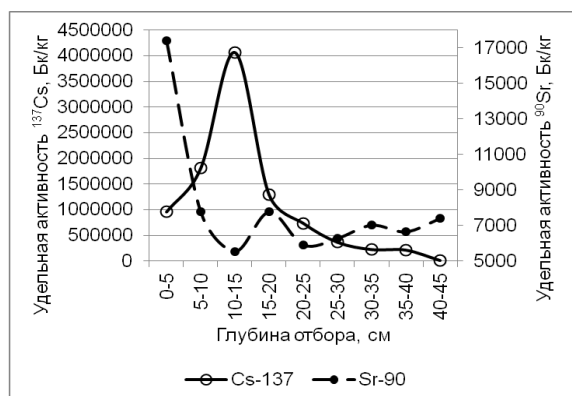


Рисунок 26 – Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю ДОВ Течи на расстоянии 4,5 км от плотины В-11 в 1979 г.

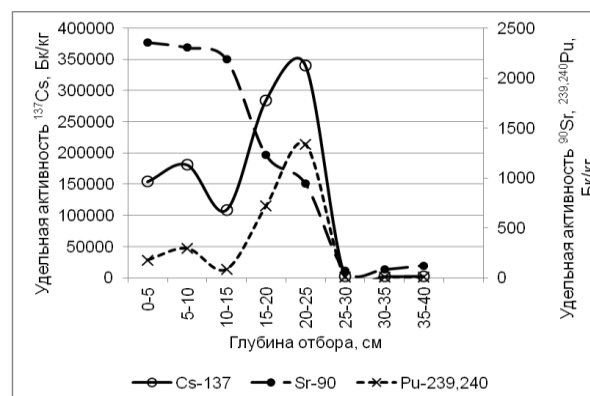


Рисунок 27 – Распределение ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ по профилю ДОВ Течи на расстоянии 4,5 км от плотины В-11 в 1992 г.

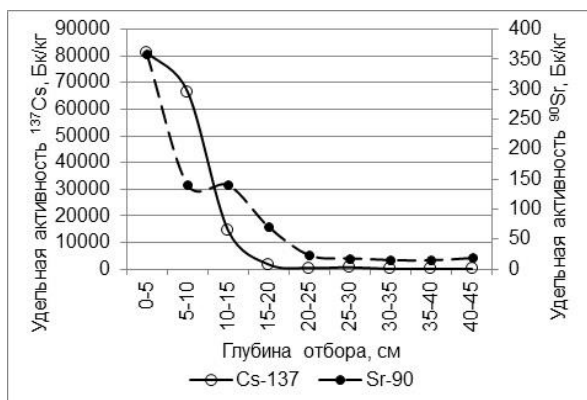


Рисунок 28 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 15 км от плотины В-11 в 1979 г.

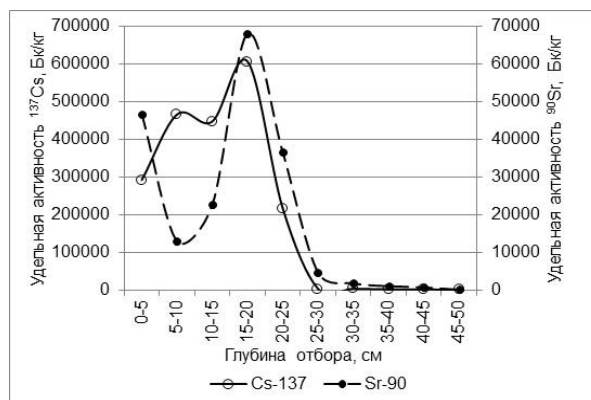


Рисунок 29 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 14 км от плотины В-11 в 1992 г.

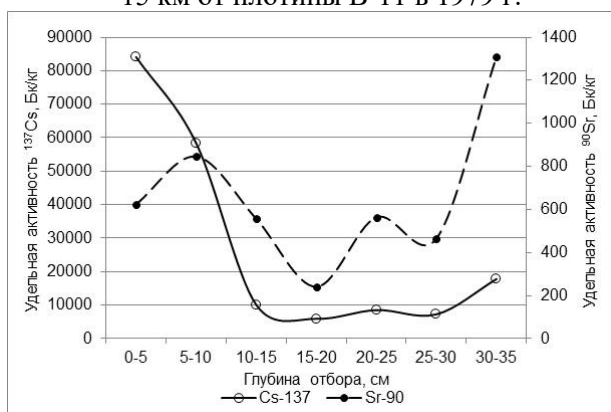


Рисунок 30 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 14 км от плотины В-11 в 2007 г.

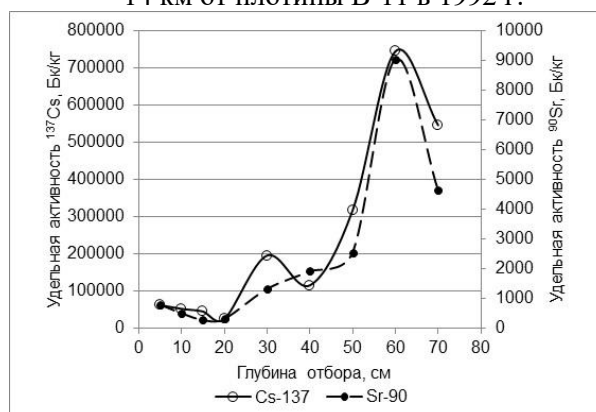


Рисунок 31 – Распределение радионуклидов по профилю наносов, формировавшихся на расстоянии 14 км от плотины В-11 с 1965 по 2005 г.

Проблему оценки динамики радиоактивного загрязнения компонентов гидросферы отмечали также при исследовании водоемов и рек ППРИ. Г.Е. Лазоренко и Г.Г. Поликарпов (Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г., 2008) обнаружили, что сравнение уровней загрязненности почв и донных отложений, отобранных на водосборе р. Сахан, подтверждает высокую неоднородность их распределения даже в пределах одного и того же места отбора. Исследования пойменных лугов на реках Днепр и Сож (ВБПРИ) подтверждают, что горизонтальная миграция и растворенного, и фиксированного на взвешенных частицах ^{137}Cs не позволяет построить корректные модели его миграции в речной системе (Агеева Т.Н. и др., 2016).

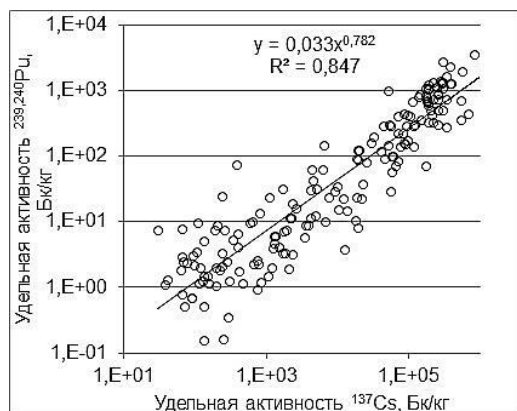


Рисунок 32 – Корреляция удельной активности ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пробах донных отложений

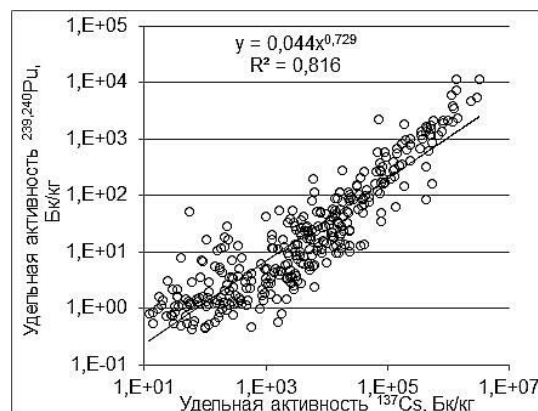


Рисунок 33 – Корреляция удельной активности ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пробах пойменной почвы

Хотя моделирование динамики радиоактивного загрязнения речной системы вызывает большие затруднения, сравнение картин распределения радионуклидов в ДОВ и пойменных почвах в разное время после первичного загрязнения дает возможность совершенствования методологии исследования русловых и пойменных процессов, диффузии, сальтации и других явлений, характерных для речных систем.

4.4 Динамика радиоактивного загрязнения подземных вод

Исследования распространения линзы загрязненных подземных вод ЮУПРИ показали, что ^3H , ^{106}Ru и ^{60}Co свободно мигрируют в форме анионов и нейтральных комплексов, скорость их распространения практически равна действительной скорости потока; радионуклиды, мигрирующие в катионной форме и форме сложных комплексов (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{95}Zr , ^{125}Sb), хорошо сорбируются и их распространение замедленно по сравнению с основным потоком подземных вод. Вместе с тем, средняя скорость распространения линзы составляет по ^{90}Sr – 0,23 м/сутки, по ^{60}Co – 0,14 м/сутки. (Дрожко Е.Г., 1999).

В 2003-2006 гг. среднее содержание ^{90}Sr в воде колодцев и скважин населенных пунктов ЮУПРИ составляло $0,016 \pm 0,01$ Бк/л, ^{137}Cs – $0,08 \pm 0,04$ Бк/л, что соответствовало содержанию радионуклидов в воде за счет глобальных выпадений. По нашим исследованиям в 2011-2012 гг. средняя удельная активность ^3H в воде колодцев и скважин в населенных пунктах составляла 41 ± 10 Бк/л. По результатам анализа 79 проб питьевой воды коэффициент корреляции активности ^3H в воде и расстояния источника от ПО «Маяк» составил $-0,546$ ($p < 0,01$). При этом, активность ^3H в пробах не превышала уровня граничных значений, заданных линией тренда «расстояние-активность» с достаточно хорошей точностью. Однако, в пределах этой области уровень загрязнения воды ^3H различается и зависит от характера источников водоснабжения, условий формирования и возраста подземных водяных линз. Содержание ^{60}Co и ^{106}Ru было ниже пределов чувствительности гамма-спектрометра. Таким образом, питьевая вода в исследованных источниках водоснабжения соответствует нормам радиационной безопасности. Тем не менее, удельная активность ^3H в населенных пунктах, расположенных вблизи ПО «Маяк» значительно превышает природный фон (Казачёнок Н.Н., 2018).

На территории ППРИ и ВБПРИ основной рост активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в подземных водах приходился на 1990-1991 гг. (Гледко Ю.А., 2012). Содержание радионуклидов в грунтовых водах в районе Новозыбков-Клинцы на территории Брянской области во много раз превышает фоновые концентрации, даже в глубокозалегающих подземных водах активность ^{137}Cs превышает фоновую в пять раз (Белоусова А.П., 2012).

Глава 5. Закономерности поведения радионуклидов в компонентах биосферы

5.1 Особенности накопления радионуклидов высшими растениями и грибами наземных экосистем

Наиболее ранние полевые исследования накопления радионуклидов растениями были проведены на ВУРС ЮУПРИ. Только в 1958-1959 гг. сотрудниками УНПЦ РМ было проанализировано 924 пробы картофеля, 333 пробы овощей, дикорастущих ягод и грибов, 92 пробы сена и травы пастбищ. Были исследованы закономерности поведения радионуклидов в пастбищных луговых биоценозах (Антропова З.Г., 1973, 2005), (Белова Е.И., 2005). Огромный материал наблюдений и экспериментов сотрудников Опытной научно-исследовательской станции ПО «Маяк» позволил разработать рекомендации по ведению хозяйства на загрязненных радионуклидами территориях (Корнеев Н.А., 1977), (Пещерова Н. Н., 1979, 1986). Однако, природные экосистемы были исследованы значительно меньше.

Нами проведено исследование уровней загрязнения растительности и грибов в отдаленные сроки после образования ЮУПРИ (2007-2012 гг.). Фитомасса травы на всей территории, за исключением поймы верховьев реки Теча, по содержанию ^{137}Cs не превышала контрольных уровней (КУ) для грубых кормов, коэффициент накопления (K_n) в период исследования составлял 0,06-0,08. Накопление ^{90}Sr в траве вне зоны ВУРС и поймы р. Теча также невелико – от 6,9 до 31,5 Бк/кг. Однако K_n ^{90}Sr значительно выше, чем K_n ^{137}Cs , и в

среднем за разные годы исследований составлял 0,55-0,78 (а в некоторых случаях превышал 1,0). Кроме того, накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs увеличивается в конце вегетации. В сентябре для ^{90}Sr K_n в злаковых травах составил $2,1 \pm 1,0$, для ^{137}Cs – $0,38 \pm 0,42$.

В ареалах населенных пунктов, расположенных вблизи оси ВУРС, на КРС и в пойме реки Теча удельная активность ^{90}Sr во многих пробах превышала КУ. Так на сенокосном лугу на берегу озера Алабуга трава, отобранная по трансекте на расстоянии 20 км от ПО «Маяк» перпендикулярно оси ВУРС, содержала от 361 Бк/кг ^{90}Sr до 1454 Бк/кг ^{90}Sr . По трансекте в 30 км от ПО «Маяк» активность ^{90}Sr в траве так же достигала 1400 Бк/кг ^{90}Sr . В пойме реки Теча активность ^{90}Sr в траве у створа «Асанов мост» достигала 1380 Бк/кг, ^{137}Cs – 4670, в ареале н.п. Малое Таскино – до 732 Бк/кг ^{90}Sr , до 4600 Бк/кг ^{137}Cs , в ареале н.п. Муслумово – до 671 Бк/кг ^{90}Sr . Даже у устья реки Теча на расстоянии более 200 км от водоема В-11 луговая трава поймы у водопоя общественного стада с. Затеченское содержала до 164 Бк/кг ^{90}Sr . В сене на ВУРС (болото Бугай), заготовленном жителями н.п. Аллаки активность ^{90}Sr достигала 1132 Бк/кг, жителями н.п. Татарская Караболка – 2524 Бк/кг.

Поэтому ведение животноводства на этой территории должно сопровождаться контролем качества грубых кормов в мелкотоварных хозяйствах.

Во всех пробах грибов, отобранных на территории ЮУПРИ в 2008-2012 на 18 площадках в ареалах 11 ныне существующих и 2 отселенных населенных пунктов удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs оказалась значительно ниже ПДУ. Активность ^{137}Cs была от 0,55 до 39,0 Бк/кг. Активность ^{90}Sr – от 0,14 до 9,8 Бк/кг. Коэффициенты накопления и транспортные коэффициенты у грибов значительно ниже, чем у травы, овощей и зерновых. В период нашего исследования K_n ^{90}Sr у разных видов грибов варьировали в пределах 0,0017-0,010, K_n ^{137}Cs – 0,011-0,12. Грибы ЮУПРИ не представляют опасности для населения, их вклад в дозу внутреннего облучения незначителен.

Высшие растения, в отличие от грибов, формируют клеточную стенку из молекул пектина, лигнина и целлюлозы, связанных кальцием, биохимическим аналогом которого является Sr. Поэтому дикорастущие ягоды в головной части ВУРС в 2008-2011 гг. были загрязнены ^{90}Sr гораздо больше, чем грибы, и не соответствовали радиационно-гигиеническим нормативам: активность ^{90}Sr в ягодах земляники достигала 813 Бк/кг, костяники – 243 Бк/кг. Вне зоны ВУРС содержание радионуклидов было безопасным. Удельная активность ^{137}Cs в 15 пробах ягод (земляника зеленая, земляника лесная, клюква) была от 0,34 до 5,2 Бк/кг, в среднем – 1,58 Бк/кг. Активность ^{90}Sr также была невысокой – от 1,5 до 12 Бк/кг, в среднем – 5,5 Бк/кг. Для ягод K_n ^{137}Cs практически такие же, как для грибов, K_n ^{90}Sr на порядок больше, чем у грибов и больше, чем у овощей и зерновых. (Казачёнок Н.Н., 2014).

На территории ППРИ и ВБПРИ накопление ^{137}Cs в лесной продукции оказалось в 20-50 раз выше, чем в основных продуктах сельскохозяйственного производства, доля лесной компоненты в накопленной дозе для населения до настоящего времени составляет около 50% (Ипатьев В.А., 2004), (Щур А.В., 2015, 2016). Накопление ^{137}Cs съедобными грибами зависит от биологических особенностей видов (Краснов В.П., 1997), а также экологических условий местообитаний (Орлов А.А., 1998) и влажности почвы (Краснов В.П., 2000, Щур А.В., 2015).

5.2 Закономерности накопления радионуклидов водными растениями

Поскольку в отдаленные сроки после радиоактивных выпадений объемная активность радионуклидов в поверхностных водах мала, значения их K_n в водной растительности очень велики и сильно варьируют. Рассчитанные нами по архивным материалам K_n ^{90}Sr составляли от 3,4 до 888, для ^{137}Cs – от 7,6 до 11385, для ^{238}Pu – от 108 до 4580, для $^{239,240}\text{Pu}$ – 345 до 5040 (Ророва I.Ya., Kazachonok N.N., 2017). Высокую лабильность K_n отмечали и другие исследователи (Коготков А.Я., 2002), (Трапезников А.В., 2006).

В речной системе ЮУПРИ гидатофиты и гидрофиты не различались принципиально по способности к концентрированию радионуклидов. Но в целом, растения с мощной корневой системой накапливали значительно меньше ^{90}Sr и ^{137}Cs , чем неукорененные или слабо укорененные. Не наблюдалось резкого изменения K_n на расстоянии около 30 км от плотины В-11, хотя, активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях на этом участке падает на несколько

порядков. Таким образом, в водных растениях уровень загрязнения в большей степени, зависит от активности радионуклидов в воде, чем в донных отложениях. Активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде реки Теча снижается с расстоянием от плотины В-11 практически синхронно, а K_n изменяются разнонаправленно: K_n ^{137}Cs у большинства видов растений, за исключением роголистника, уменьшается с расстоянием, а K_n ^{90}Sr – либо не зависит от расстояния, либо увеличивается. K_n на водотоке и в непроточных водоемах практически не отличались. В непроточных водоемах Теченского каскада K_n ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениях увеличились со временем, в озере Урускуль изменения K_n были разнонаправленными. По-видимому, для гидрофитов в ряде случаев корневое поступление радионуклидов имеет большее значение, чем некорневое. Можно предположить, что в результате трансгрессии береговой линии степень погруженности гидрофитов и соответственно, значение корневого поступления радионуклидов в растение может изменяться.

Глава 6. Закономерности временной и пространственной динамики радиационной ситуации в социосфере

Радиоактивное загрязнение территории, сопоставимый по масштабам с физико-географической провинцией, приводит к существенному изменению социальных и хозяйственно-экономических условий. Создаются радиационные заповедники и зоны отчуждения, из которых отселяются жители, на остальной части территории происходит перепрофилирование хозяйственной деятельности с учетом санитарно-охранного режима, ограничений и рекомендаций. Проводятся другие защитные и реабилитационные мероприятия. В отдаленный период необходимо принимать решения об изменении статуса радиоактивнозагрязненных территорий, снятии ограничений, целесообразности возврата в пользование отчужденных земель и водных объектов. Для этого нужно прогнозирование развития радиационной ситуации в населенных пунктах и на объектах хозяйствования.

Важным отличием ЮУПРИ от ППРИ и ВБПРИ является смешанный характер радиоактивного загрязнения. Для населенных пунктов на берегах реки Теча источником радионуклидов была вода и пойменные почвы. Водопользование, водопой и выпас скота на загрязненной пойме были запрещены. Поэтому на формирование дозы облучения наибольшее влияние оказали социальные факторы: информирование о запрете водопользования, организация водоснабжения, поведение населения. После 1970 г. в подавляющем большинстве личных приусадебных хозяйств молоко соответствовало радиационно-гигиеническим нормативам. Однако при массовом отборе проб выявлялись хозяйства с высоким уровнем радиоактивного загрязнения молока. Это связано с нарушениями режима ограничений, так как за время, прошедшее от массовых сбросов ЖРО в речную систему, поголовье дойного стада должно было неоднократно обновиться, и при полном соблюдении ограничений радионуклиды не поступали бы в организм коров и, соответственно, в молоко. Загрязнение огородов с поливной водой и навозом не было причиной загрязнения молока, так как корма из личных хозяйств (картофель и овощи) соответствовали нормативам. Повышение уровня загрязнения молока в среднем и нижнем течении реки (рис. 34), также связано с менее жесткими ограничениями водопользования.

Таким образом, пространственная неоднородность загрязнения радионуклидами системы реки Теча не связана непосредственно с неоднородностью формирования дозы внутреннего облучения у населения и при прогнозировании развития радиационной ситуации в населенных пунктах такой неоднородностью можно пренебречь.

На ВУРС и КРС, так же, как и на территории ППРИ и ВБПРИ, первичное загрязнение было связано с атмосферными выпадениями, в том числе, непосредственно на территории населенных пунктов, вторичное – с привнесением радионуклидов в почву огородов с навозом сельскохозяйственных животных. При этом формирование дозы внутреннего облучения в наибольшей степени определялось плотностью загрязнения территории. На территории ВУРС и КРС неоднородность формирования дозы внутреннего облучения связана как с пространственной неоднородностью загрязнения территории, так и с нарушением ограничений.

В наибольшей степени нарушения проявлялись при кормлении скота сеном с загрязненных территорий в стойловый период (рис. 35).

На территории ППРИ и ВБПРИ, напротив, переход радионуклидов в молоко при пастбищном содержании лактирующих коров был в среднем в 2-6 раз выше, чем при стойловом содержании, что связано с потреблением животными на пастбище почвенных частиц и различиями в составе рациона (Атлас современных..., 2009).

Нами исследованы уровни загрязнения огородной почвы, картофеля и молока в личных приусадебных хозяйствах населенных пунктов ЮУПРИ через 60-62 года после начала формирования ЮУПРИ. Результаты представлены на рисунке 36.

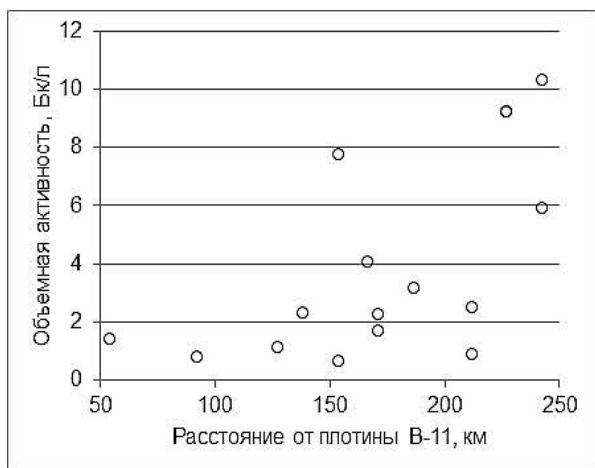


Рисунок 34 – Усредненные уровни загрязнения молока ^{90}Sr в населенных пунктах на реке Теча в июле-сентябре 1970 г.

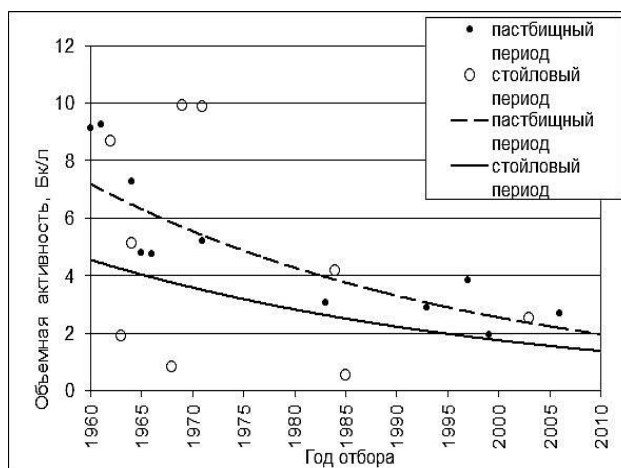


Рисунок 35 – Динамика средних значений удельной активности ^{90}Sr в молоке в н.п. Багаряк, Бк/л

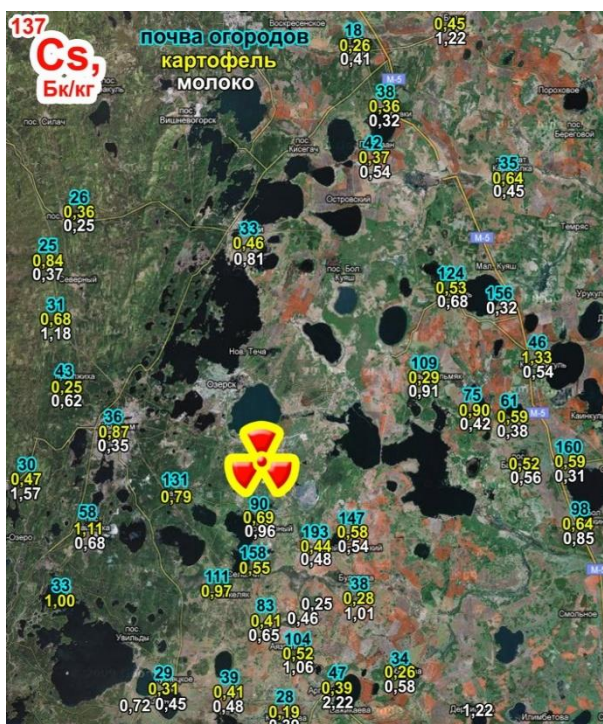
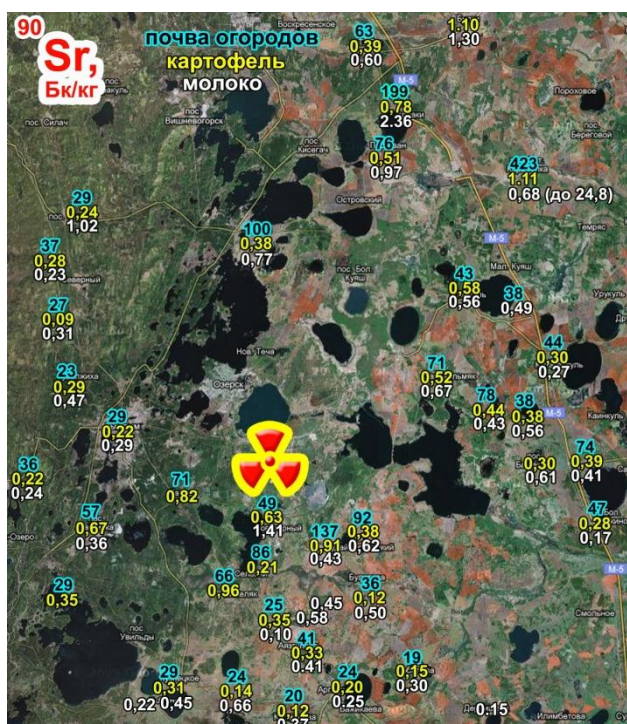


Рисунок 36 – Уровни загрязнения почвы и продуктов в населенных пунктах

Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в молоке, картофеле, а также в капусте и корнеплодах была во много раз ниже ПДУ. Эффективная активность природных радионуклидов в картофеле была в среднем в 56 раз выше, чем активность ^{137}Cs и в 59 раз, чем ^{90}Sr .

K_n радионуклидов в клубнях картофеля варьируют в широких пределах: от 0,0009 до 0,047 (в среднем $0,008 \pm 0,002$) для ^{137}Cs и от 0,002 до 0,028 (в среднем $0,009 \pm 0,002$) для ^{90}Sr . Коэффициенты вариации удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в картофеле составляют соответственно 63,8% и 67,1%, а в почве – 51,8% и 58,4%, то есть содержание радионуклидов в картофеле более вариабельно, чем в почве. При этом не обнаружено зависимости между активностью ^{137}Cs в картофеле и почве ($r=0,05$) и очень слабая зависимость для ^{90}Sr ($r=0,36$). Наблюдается значимая обратная корреляция средней удельной активности ^{137}Cs в почве 36 населенных пунктов с расстоянием от ПО «Маяк» – $r = -0,43$ ($p < 0,01$). Корреляция активности ^{90}Sr с расстоянием статистически незначима и положительна $r = 0,29$, это связано с тем, что поселки ВУРС, расположенные близко к ПО «Маяк» были отселены, и в настоящее время наиболее загрязнены ^{90}Sr почвы н.п. Караболка и Аллаки, расположенных на расстоянии 38-39 км от источника загрязнения. Наиболее высокий коэффициент обратной корреляции был получен между активностью ^{137}Cs в почве и углом отклонения от юго-восточного направления (азимут 136°), – $r = -0,49$ ($p < 0,01$). Для ^{90}Sr направление, для которого обнаружена наибольшая связь, соответствует направлению оси ВУРС (азимут 30°), – $r = -0,34$ ($p < 0,05$). Не выявлено статистически значимой корреляции между удельными активностями ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке ($r = -0,08$), сене ($r = -0,07$) и в картофеле ($r = -0,04$), а также между K_n этих радионуклидов в картофеле ($r = -0,009$). Не удалось выявить зависимости уровней загрязнения продуктов от направления и расстояния до ПО «Маяк».

На территории ППРИ вклад молока в формирование дозы внутреннего облучения жителей составляет 30%. (Линник В.Г., 2007). В Брянской области, относящейся к ВБПРИ было рекомендовано ввести запрет или ограничение на потребление молока, а также на содержание частного молочного скота на территории с наиболее высокими уровнями загрязнения и другие меры. Со второго вегетационного периода после радиоактивных выпадений (с 1987 г.) основным путем поступления радионуклидов в сельскохозяйственные цепи миграции являлось корневое усвоение радионуклидов из почвы растениями (Алексахин Р.М., 2007, 2011). В Могилёвской области основной вклад в суммарную коллективную дозу вносило молоко и зерно. При этом на продукцию естественных экосистем приходилось 30-40% от суммарной дозы (Жученко Ю.М., 1998), (Клебанович Н.В., 2012).

Таким образом, развитие радиационной обстановки в населенных пунктах на территории ППРИ и ВБПРИ в значительной степени определялось организационными мероприятиями по защите населения от внутреннего и внешнего облучения. Влияние природных факторов было в основном нивелировано защитными мероприятиями.

Глава 7. Методология геоэкодиагностики, моделирования и прогнозирования радиационной ситуации на территории биогеохимических провинций радиоактивных изотопов

Результаты исследований территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате деятельности предприятий атомной промышленности, неоднократно использовались для выявления закономерностей динамики радиоактивного загрязнения продуктов растениеводства и животноводства, прогнозирования развития радиационных ситуаций, подготовки рекомендаций по ведению сельского хозяйства на загрязненной территории. При этом авторы рекомендаций применяли средние арифметические или средние геометрические значения, в некоторых случаях также значение мод, медиан и квантилей, и исходили из того, что массивы данных имеют нормальное или логнормальное распределение. Такой подход, безусловно, оправдан при прогнозировании развития радиационной ситуации на участках с относительно однородным радиоактивным загрязнением. Однако на территориях с неоднородным загрязнением интерпретация полученных данных и их статистическая обработка вызывает серьёзные затруднения.

Неоднородность радиоактивного загрязнения, значительное варьирование уровней загрязнения почвы, растительности и сельскохозяйственной продукции отмечали как на территории Беларуси (Переволоцкий А.Н., 2006), (Щур А.В., 2015), так и в Зауралье (Шамов В.П.,

2012), (Атлас Восточно..., 2013), (Шарапова Т.В., 2017). Е. М. Коробова предложила моделировать неоднородность радиоактивного загрязнения в виде комплекса проекций конусов и показала, что форма распределения зависит от площади реперной площадки и ее геохимической неоднородности. По ее мнению, логнормальное распределение обусловлено моно- и полициклическими аномалиями. (Коробова Е.М., 2016),

Анализ архивных данных УНПЦ РМ и наших исследований показывает, что даже в пределах одного населенного пункта значения удельной активности радионуклидов в объектах не всегда можно относить к единой генеральной совокупности, распределение значений не всегда может быть сведено к нормальному гауссовому или логнормальному распределению (Казачёнок Н.Н., 2015, 2016). Весьма распространено распределение в виде «трамплина» (рис.37). Такие распределения описаны также на территории ВБПРИ (Чегерова Т.И., 2000). По нашему мнению, распределение «трамплин» отражает вероятность отбора пробы с территорий «колец», ограниченных изолиниями плотности загрязнения и соответствующих карманам гистограммы. Поскольку рассеивание радиоактивных аэрозолей от точечного источника обратно пропорционально расстоянию, площадь внутренних «колец» с высоким уровнем загрязнения будет значительно меньше, чем внешних. Особенности ландшафта, определяющие неоднородность осаждения радионуклидов, приводят к формированию локальных эпицентров с высоким уровнем загрязнения и их ореолов, занимающих большую площадь. При рандомизированном или систематическом отборе проб вероятность отбора с отдельных «колец», ограниченных изолиниями загрязнения, определяется соотношением площади этих «колец». Поэтому именно гистограмма статистического распределения «трамплин», описываемая экспоненциальной функцией, параметры которой зависят от соотношения площадей территорий, ограниченных изолиниями плотности радиоактивного загрязнения объективно отражает радиационную ситуацию.

Бимодальное распределение (рис.38) связано с организацией ведения хозяйства в загрязненных ландшафтах, в частности, с выделением для населения пастбищ и сенокосов с разной плотностью загрязнения.

Для экодиагностики территории при неоднородном радиоактивном загрязнении мы предлагаем следующие принципы определения вероятности получения продукции, не соответствующей нормативам:

1. Если статистическое распределение значений удельной активности в отобранных пробах имеет форму «трамплин» и есть основания считать, что все пробы относятся к одной генеральной совокупности, вероятность получения пробы с заданным уровнем радиоактивного загрязнения необходимо рассчитать, используя уравнение аппроксимирующей кривой, описывающей гистограмму эмпирического распределения.

2. Если статистическое распределение является бимодальным или полимодальным и есть основания предполагать, что пробы относятся к разным генеральным совокупностям, то целесообразно использовать сочетание методов Байеса и нечеткой логики (Казачёнок Н.Н., 2016). Полученные методом Байеса вероятности истинности гипотез принадлежности объекта к назначенным категориям будут эквивалентны функциям принадлежности объекта к этим категориям.

Для прогнозирования развития радиационных ситуаций предложены различные модели поведения радионуклидов в экосистемах: аналитические (Прохоров В.М., 1981), (1997), (Истомин А.Д., 2005), эмпирические (Арастович Т.В., 2004), (Кравец А.П., 2006), (Трапезников А.В., 2007), (Ефремов И.В., 2008); структуродинамические (Мамихин С. В., 2003, 2004, 2005), (Казаков С.В., 2007), (Носов А. В., 2010), (Кундас С. П., 2011), Капырин И.В., 2017).

По нашему мнению, перспективным направлением в моделировании процессов переноса загрязнителей в неоднородной среде могут стать виртуальные машины, имитирующие поведение частицы загрязнителя (иона, молекулы, коллоидной частицы) в гетерогенной системе. Такие модели могут служить для постановки виртуальных экспериментов как для прогнозирования поведения частиц при известных параметрах вероятности переноса, так и для оценки этих параметров при известном результате переноса.

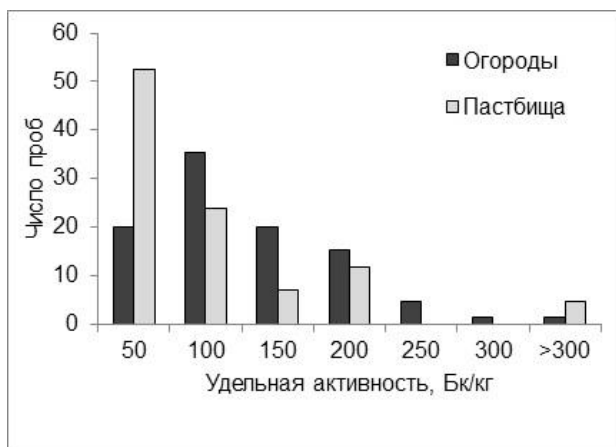


Рисунок 37 – Гистограммы распределений значений удельной активности ^{90}Sr в почве огородов и пастбищ н.п. Караболка в 1997-2003 гг.

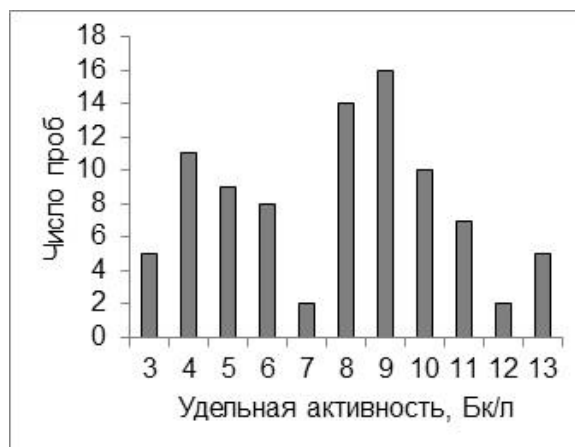


Рисунок 38 – Гистограмма распределения активности ^{90}Sr в пробах молока в н.п. Щербаково в 1965 г.

Модель основана на следующей гипотезе: миграция радионуклидов в почве определяется вероятностью распада за заданный период времени и вероятностями смещения по профилю на различные расстояния независимо от механизма смещения. Через некоторое число временных интервалов положение нераспавшейся частицы определяется результатом сложения векторов, каждый из которых в природной стохастической системе определяется случайным образом в соответствии с вероятностями, характерными для данной природной системы. Пространство дискретизируется в виде массива, время – как оборот цикла. Для элементов массива (в данном случае – ионов или коллоидных частиц) задаются правила изменения состояний. Базовый алгоритм модели на каждом обороте цикла имитирует случайный выбор векторов смещения частицы в соответствии с заданными вероятностями.

В настоящий момент нами разработаны, испытаны и отлажены принципиальные алгоритмы модели миграции радионуклидов в почве и созданы действующие модули этой модели, имитирующие миграцию частиц в однородной и неоднородной почве с учетом распада. Изменяя вероятности смещения на различные векторы, исследователь может провести комплекс виртуальных экспериментов для исследования поведения частиц, выявить ведущие векторы и сопоставить их с природными физико-химическими процессами. (рис. 39).

Используя модуль для оптимизации параметров миграции частиц соответственно фактическому распределению, исследователь методом Монте-Карло за ряд итераций находит такой комплект вероятностей, при котором получающееся в виртуальном эксперименте распределение наилучшим образом соответствовало фактическому природному распределению.

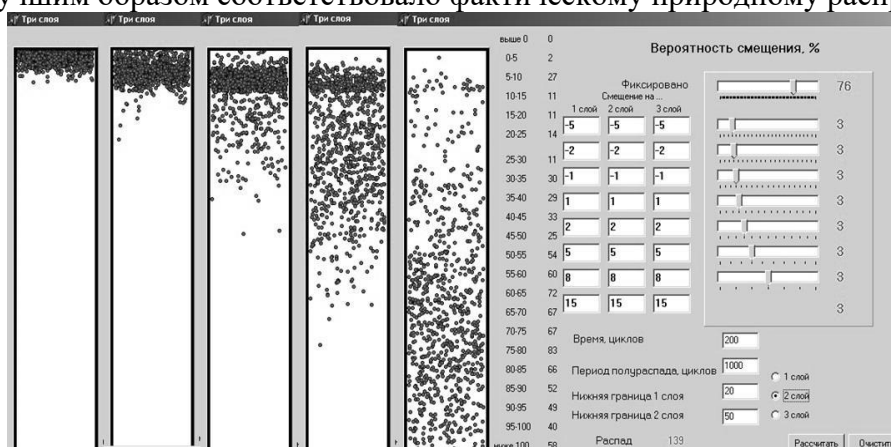


Рисунок 39 – Результаты моделирования миграции радионуклидов по профилю трехслойной почвы с равными вероятностями смещения через 5, 25, 50, 100 и 200 лет после загрязнения

Нами также разработана методика выявления источников загрязнения речной системы методом решения задач оптимизации (Казачёнок Н.Н., 2014), которая показала, что на

момент исследования наибольший вклад в загрязнение воды р. Теча ^{90}Sr вносили ЛБК и фильтрат плотины В-11, а ^3H – ЛБК. Вода Асановского болота способствует снижению удельной активности ^{90}Sr и ^3H за счет разведения. Анализ грунтовой воды из скважины у Асанова моста подтверждает эти выводы: активность ^{90}Sr в воде – 0,19 Бк/л, ^3H – 42 Бк/л, что на порядок ниже, чем в русле реки.

Заключение

В представленной работе проведен сравнительный анализ закономерностей поведения ряда долгоживущих радиоактивных изотопов в компонентах педосферы, гидросферы, биосферы и социосферы в трёх техногенных биогеохимических провинциях радиоактивных изотопов: Южно-Уральской, Полесской и Восточно-Белорусской.

Исследование распределения радионуклидов в компонентах природно-хозяйственных систем изучаемых провинций, показало, что:

- от начала формирования техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов (ЮУПРИ, ППРИ, ВБПРИ) до настоящего времени различия природно-климатических условий и режима загрязнения этих провинций не привели к существенным различиям в поведении радионуклидов в компонентах экосистем, что позволяет использовать для разных провинций лесной и степной зон единые методы моделирования и прогнозирования развития радиационной ситуации;

- пространственная и временная неоднородность распределения связанная с флуктуациями внешних условий осложняет статистический анализ данных, моделирование процессов и верификацию моделей, прогнозирование развития радиационной ситуации и планирование хозяйственной деятельности на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению. В представленной работе обоснованы принципы совершенствования методологии оценки вероятностей различных сценариев развития событий при неоднородном радиоактивном загрязнении на основе методов Байеса, нечёткой логики, решения задач оптимизации, виртуальных машин.

Это позволяет усовершенствовать геоэкодиагностику и прогнозирования развития радиационной ситуации в масштабах провинции и оптимизировать ведение хозяйственной деятельности в загрязнённых радионуклидами регионах.

Основные публикации по теме диссертации

Монография

1. Казачёнок, Н. Н. Геоэкология техногенных радиоактивных изотопов. Могилёв : Беларус.-Рос. ун-т, 2017. – 283 с.

Главы в коллективных монографиях

1. Kostyuchenko V. V., Akleyev A. V., Peremyslova L. M., Popova I. Ya. , Kazachonok N. N., Melnikov V. S. Environmental Migration of Radionuclides (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu) in Accidentally Contaminated Areas of the Southern Urals/Radioactive Waste, Edited by Rehab Abdel Rahman, Publisher: InTech, April 25, 2012, pages 65-98.

2. Костюченко В.А., Аклеев А.В., Перемыслова Л.М., Попова И. Я., Казаченок Н.Н., Мельников В. С. Миграция долгоживущих радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu) во внешней среде на аварийно-загрязнённых территориях Южного Урала/Восточно-Уральский радиоактивный след / Под ред. А. В. Аклеева и М. Ф. Киселева – Челябинск 2012. – Глава IX. – С. 44-81.

3. Костюченко В.А., Аклеев А.В., Перемыслова Л.М., Попова И. Я., Казаченок Н.Н., Мельников В. С., Тихова Ю.П., Дерябина Л. В. Особенности миграции долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs на восточно-Уральском радиоактивном следе//Восточно-Уральский радиоактивный след / Под ред. А. В. Аклеева и М. Ф. Киселева – Челябинск 2012. – Глава X. – С. 82-121.

Статьи в журналах и главы в коллективных монографиях, включенные в Scopus

1. Казаченок Н.Н., Попова И.Я., Костюченко В.А., Мельников В.С., Усольцев Д.В. Современные уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs почвы и сельскохозяйственной продукции зоны ВУРС//Радиационная биология. Радиоэкология. Том 39, №3, 2009. – С. 324-329.

2. Kazachonok, Nina N.; Kostyuchenko, Vladimir A.; Popova, Irina Y.; Polyanchikova, Galina V. Research into the Factors Affecting the Uptake of ^{90}Sr and ^{137}Cs by Plants from Radioactively Contaminated Soils of the Southern Urals./ Health Physics. 103(1):56-57, July 2012.

3. Kostyuchenko, Vladimir A.; Peremyslova, Liudmila M.; Popova, Irina Y.; Kazachyonok, Nina N.; Melnikov, Viktor S. Main dependencies in reduction of radiation exposure to the population of the Southern Urals// Health Physics. 103(1):42-46, July 2012.

4. Kazachonok N.N., Popova I.Ya. ^{90}Sr and ^{137}Cs Accumulation in Plants in the Area of Radiation Accidents/D. K. Gupta and C. Wallher (eds.), Radionuclide Contamination and Remediation Through Plants, Springer International Publishing Switzerland, 2014. – P. 277-296

5. Kazachonok N.N., Popova I.Ya. Migration of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Soil After Radiation Accidents /D. K. Gupta and C. Wallher (eds.), Radionuclide Contamination and Remediation Through Plants, Springer International Publishing Switzerland, 2014. – P. 297-314

6. Popova I.Ya., Kazachonok N.N. / Regularities of accumulation of Cs-137 and other radionuclides in the aquatic vegetation in the territory of the South-Ural biogeochemical province of techno-genic radioactive isotopes Impact of Cesium on Plants and the Environment /D. K. Gupta and C. Wallher (eds.), Springer International Publishing Switzerland, 2017. – P. 187-208

7. Kazachonok N.N. Assessment of entry of ^{90}Sr into plants in case of a heterogeneous radiation contamination of ecosystems/ Behavior of Strontium in Plants and Environment/ D. K. Gupta and C. Wallher (eds.), Springer International Publishing, Cham, 2018. P. 45-60

Статьи в журналах из Перечня ВАК (на момент публикации)

1. Казаченок Н.Н., Попова И.Я., Костюченко В.А., Мельников В.С. Исследование перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в подвижные формы в пойменном почвенно-растительном комплексе при различных режимах увлажнения в модельном эксперименте//Медико-биологические проблемы жизнедеятельности, № 2(4), сентябрь, 2010, С. 24-30

2. Перемыслова Л.М., Костюченко В.А., Попова И.Я., Казаченок Н.Н. Радиационно-экологическая ситуация в населенных пунктах, расположенных на прибрежной территории реки Теча //Вопросы радиационной безопасности № 2, 2011, С. 47-54

3. Казачёнок Н. Н., Попова И. Я., Мельников В. С., Полянчикова Г. В., Коновалов К. Г., Тихова Ю. П. Закономерности распределения ^3H в открытых водоемах и источниках питьевого водоснабжения в зоне влияния ПО «Маяк»//АНРИ, - № 3, - 2013. – С. 43-51

4. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я., Костюченко В.А., Мельников В.С., Полянчикова Г.В., Тихова Ю.П., Коновалов К.Г., Россинская Г.Б., Копелов А.И. Современная радиоэкологическая обстановка и источники радиоактивного загрязнения на реке Теча//Медико-биологические проблемы жизнедеятельности, - № 1, – 2013. – С. 63-70

5. Казачёнок Н.Н., Попова И. Я., Мельников В.С., Полянчикова Г.В., Тихова Ю.П., Коновалов К.Г., Копелов А.И. ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в системе реки Теча//Вода: химия и экология, № 11, 2013, С. 10-15.

6. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я. Методика оценки целесообразности вовлечения в сельскохозяйственный оборот земель ВУРСа//Вопросы радиационной безопасности, №S, 2013, С. 25-30.

7. Костюченко В.А., Казачёнок Н.Н., Перемыслова Л.М., Попова И.Я., Тихова Ю.П. Современный этап развития Восточно-Уральского радиоактивного следа//Вопросы радиационной безопасности, №S, 2013, С. 46-52.

8. Казачёнок Н.Н. Оценка целесообразности вовлечения в сельскохозяйственный оборот земель, загрязненных радиоактивными изотопами//Аграрная Россия, № 12, 2013, С. 7-10

9. Казачёнок Н. Н., Попова И. Я., Мельников В. С. Методика оценки источников радиоактивного загрязнения речной системы//АНРИ, – № 2, – 2014 С.37-44

10. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я., Мельников В.С., Полянчикова Г.В., Тихова Ю.П., Коновалов К.Г., Копелов А.И. Радиоактивное загрязнение воды озёр на территории Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов//Вода: химия и экология, №10, 2014.- С. 16-22

11. Казачёнок Н.Н., Костюченко В.А., Попова И.Я., Перемыслова Л.М., Полянчикова Г.В., Тихова Ю.П., Коновалов К.Г., Копелов А.И. Мельников В.С. Современные уровни радиоактивного загрязнения ВУРС и других территорий в зоне влияния ПО «Маяк»//Вопросы радиационной безопасности, №1, 2014. – С. 34-49

12. Попова И.Я., Казачёнок Н.Н. Проблемы статистической обработки данных обследования радиоактивного загрязнения почв и сельскохозяйственной продукции//АНРИ, № 3, 2015. – С. 15-19

13. Казачёнок Н.Н. Загрязнение сельскохозяйственной продукции на территории Южно-Уральской техногенной провинции //Аграрная Россия, №8, 2015. – С. 24-30

14. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я. Динамика радиоактивного загрязнения абиотических компонентов водных экосистем различных типов на Южном Урале//Вода: химия и экология, 2016. – №9. –

15. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я. Динамика радиоактивного загрязнения растительности водных экосистем различных типов на Южном Урале //Вода: химия и экология, 2017. – №6. – С. 3-14.

Авторские свидетельства о регистрации программ для ЭВМ

1. Казачёнок Н.Н. «Расчет удельной активности Cs-137 в пробах природных объектов по данным радиохимического анализа», Номер регистрации (свидетельства): 2014619958, Дата регистрации: 25.09.2014

2. Казачёнок Н.Н. «Расчет удельной активности Sr-90 в пробах природных объектов по данным радиохимического анализа», Номер регистрации (свидетельства): 2014660106, Дата регистрации: 01.10.2014

3. Казачёнок Н.Н. «Определение вероятностей векторов миграции ксенобиотиков в однородной среде», Номер регистрации (свидетельства): 2014660107, Дата регистрации: 01.10.2014

4. Казачёнок Н.Н. «Моделирование и визуализация миграции ксенобиотиков в неоднородной среде», Номер регистрации (свидетельства): 2014660108, Дата регистрации: 01.10.2014

5. Казачёнок Н.Н. «Расчет плотности радиоактивного загрязнения почвы», Номер регистрации (свидетельства): 201466010, Дата регистрации: 01.10.2014

Прочие публикации:

1. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я., Костюченко В.А., Мельников В.С., Усольцев Д.В. Современные уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs почвы и растительности на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа//Медицина экстремальных ситуаций, №2(32), 2010. – С. 98-105

2. Костюченко В.А., Перемыслова Л.М., Аклеев А.В., Попова И.Я., Батурин В.А., Казачёнок Н.Н., Мельников В.С., Усольцев Д.В. Сравнительная характеристика формирования радиационно-гигиенической обстановки на загрязненных территориях Уральского региона//Медицина экстремальных ситуаций, №2(36), 2011. – С. 79-87

3. Казачёнок Н.Н. Особенности Южноуральской биогеохимической провинции радиоактивных изотопов/Геоэкологические проблемы современности. Владимир. – 2013. – С. 135.

4. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я., Мельников В.С., Тихова Ю.П. Исследование влияния погодноклиматических условий на горизонтальное распределение радионуклидов в техногенной провинции/Геология, геоэкология, эволюционная география. Том XII /Под ред. Е.М. Нестерова, В.А. Снытко. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А. И. Герцена, 2014. – С. 154-157

5. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я., Мельников В.С., Тихова Ю.П. Исследование влияния рельефа и растительной формации на горизонтальное распределение радионуклидов в техногенной провинции/Геология, геоэкология, эволюционная география. Том XII / Под ред. Е.М. Нестерова, В.А. Снытко. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А. И. Герцена, 2014. – С. 157-161

6. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я., Мельников В.С. Исследование влияния погодных условий на радиоактивное загрязнение реки Теча/Геология, геоэкология, эволюционная география. Том XII / Под ред. Е.М. Нестерова, В.А. Снытко. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А. И. Герцена, 2014. – С. 219-222

7. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я., Мельников В.С., Тихова Ю.П. Неоднородность горизонтального распределения радионуклидов в Южноуральской техногенной провинции/География: традиции и инновации в науке и образовании. / Отв. ред. В.П. Соломин, В.А. Румянцев, Д.А. Субетто, Н.В. Ловелиус. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2014. – С. 149-151

8. Казачёнок Н.Н. Динамика радиоактивного загрязнения воды озёр Южно-Уральской провинции техногенных радиоактивных изотопов /География: развитие науки и образования / Отв. ред. В.П.Соломин, В.А. Румянцев, Д.А. Субетто, Н.В. Ловелиус. – СПб. : Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2015. – С. 286-288

9. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я. Динамика радиоактивного загрязнения воды в различных типах водоемов на Южном Урале /География: развитие науки и образования. Часть II. / Отв. ред. В.П. Соломин, В.А. Румянцев, Д.А. Субетто, Н.В. Ловелиус. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2016. – С. 46-50

10. Казачёнок Н.Н. Влияние эпицентров и ореолов радиоактивного загрязнения на характер статистического распределения/Геология, геоэкология, эволюционная география. Том XV / Под ред. Е.М. Нестерова, В.А. Снытко, С.И. Махова. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2016. – С. 87-90

11. Казачёнок Н.Н. Проблемы определения границ техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов /География: развитие науки и образования. Часть I. / Отв. ред. В.П. Соломин, В.А. Румянцев, Д.А. Субетто, Н.В. Ловелиус. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2017. – С. 340-345

12. Казачёнок Н.Н. Влияние ландшафта на распределение радиоактивных выпадений/Геология

в школе и вузе: Науки о Земле и цивилизация: / Под ред. Е. М. Нестерова, В. А. Снытко. – СПб.: Издательство РГПУ им. А. И. Герцена, 2017. – С.65-67

13. Казачёнок Н.Н. Сравнительный анализ распределения радионуклидов в почве в различных биогеохимических провинциях/ Геология, геоэкология, эволюционная география. Том XV / Под ред. Е.М. Нестерова, В.А. Снытко, – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2017. – С. 158-166

14. Казачёнок Н.Н. Закономерности распределения трития в пределах биогеохимической провинции техногенных радиоактивных изотопов/ География: развитие науки и образования. Т.2./ Отв.ред В.П. Соломин, В.А. Румянцев, Д.А. Субетто, Н.В. Ловелиус. СПб.: Изд-РГПУ им. А.И. Герцена, 2018. – С. 104-107

15. Казачёнок Н.Н. Динамика соотношения техногенных радионуклидов в речной экосистеме/Геология, геоэкология, эволюционная география/ Под ред. Е.М. Нестерова, В.А. Снытко, – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2018. – С. 161-165

16. Казачёнок Н.Н. Локальный перенос трития в атмосфере/Стратегия развития геологического исследования недр: настоящее и будущее/Под ред. В.А. Косьянова, В.В. Куликова, О.С. Брюховецкого. М.: МГГРИ-РГГРУ, 2018. – С. 120-122