Калужский филиал федерального государственного бюджетного
образовательного учреждения высшего образования
«Московский государственный технический университет имени Н.Э. Баумана
(национальный исследовательский университет)»
(КФ МГТУ им. Н.Э. Баумана)

Обнинский институт атомной энергетики – филиал федерального
государственного автономного образовательного учреждения высшего
образования «Национальный исследовательский ядерный университет «МИФИ»
(ИАТЭ НИЯУ МИФИ)

На правах рукописи

ЛАВРЕНТЬЕВА ГАЛИНА ВЛАДИМИРОВНА

РАДИОБИОЛОГИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ МЕТОДА ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ПО КРИТИЧЕСКИМ НАГРУЗКАМ

Специальность 1.5.1 – Радиобиология

Диссертация на соискание ученой степени
доктора биологических наук

Научный консультант:
доктор биологических наук, профессор
Сынзыныс Борис Иванович

Калуга – 2021

Оглавление

ВВЕДЕНИЕ ... 4

Глава 1. Анализ методов оценки экологического риска и риска для здоровья человека при воздействии радиационного и химического факторов (Обзор литературы) ... 16

1.1 Оценка риска для здоровья населения: история развития, научные достижения ... 17
1.1.1 Исторический аспект развития оценивания риска для здоровья населения ... 17
1.1.2 Радиационные риски для здоровья человека ... 23
1.2 Оценка экологического риска ... 25
1.2.1 Становление методологических подходов для оценки экологического риска ... 25
1.2.2 Научные достижения при оценке экологического риска в условиях химического загрязнения окружающей среды ... 29
1.2.3 Развитие экоцентрической концепции радиационной защиты ... 33
1.2.4 Допустимые уровни радиационного облучения биоты ... 38
1.2.5 Современные тенденции при оценке радиационного экологического риска ... 40
Заключение к Главе 1 ... 45

Глава 2. Метод количественной оценки радиационных рисков по критическим нагрузкам на наземную экосистему ... 49

Заключение к Главе 2 ... 54

Глава 3. Объекты и методы исследования ... 56

3.1 Экспериментальная площадка для проведения натурных радиобиологических и радиоэкологических исследований ... 56
3.2 Объекты исследования ... 58
3.2.1 Почва ... 58
3.2.2 Наземные моллюски ... 60
3.2.3 Крапива двудомная ... 63
3.2.4 Водные объекты ... 63
3.3 Методы исследования ... 64
3.3.1 Методы пробоотбора, пробоподготовки, анализа проб почвы ... 64
3.3.2 Определение ферментативной активности почв ... 67
3.3.3 Методы пробоотбора, пробоподготовки, анализа проб воды ... 69
3.3.4 Методы пробоотбора, пробоподготовки, анализа проб тканей и раковин наземных моллюсков ... 70
3.3.5 Методы пробоотбора, пробоподготовки, анализа проб растительности ... 75
3.3.6 Оценка радиационного риска для населения ... 76
3.3.7 Статистическая обработка экспериментальных данных ... 78

Глава 4. Идентификация опасностей ... 80

4.1 Радиоактивное и химическое загрязнение поверхностных и подземных вод района размещения регионального хранилища РАО ... 80
4.2 Радиоактивное и химическое загрязнение почвы территории расположения хранилища РАО ... 87
Заключение к Главе 4 ... 101

Глава 5. Изучение референтных видов и показателей при радиоактивном загрязнении ^{90}Sr наземной экосистемы ... 103

5.1 Ферментативная активность микробоценозов ... 104
5.2 Морфологические показатели наземных моллюсков янтарка Succinea putris и улитка кустарниковая F. fruticum M. ... 111
Заключение к Главе 5 ... 117

Глава 6. Определение и анализ критических нагрузок на основе построения зависимостей «доза - эффект» в градиенте нагрузки 120

6.1 Определение критической нагрузки при анализе зависимости «удельная активность ^{90}Sr в почве – изменение каталазной активности почв» 121
6.2 Определение критической нагрузки при анализе коэффициентов накопления в системе «почва – крапива – наземный моллюск» 125
6.3 Оценка мощности поглощенной дозы облучения наземного моллюска F.fruticum M. 130
6.4 Определение критической нагрузки при анализе зависимости «мощность дозы облучения моллюска F. fruticum M. – изменение морфологических показателей моллюска» 148
6.5 Определение критической нагрузки при анализе зависимости «мощность дозы облучения моллюска F. fruticum M. – изменение уровня белков-МТ в мягких телах моллюска» 153
6.6 Экспериментальное обоснование референтного организма (наземного моллюска F. fruticum M.) для развития экоцентрической системы радиационной защиты биоты 160
Заключение к Главе 6 166

Глава 7. Оценка радиационного экологического риска по критическим нагрузкам 171

7.1 Оценка экологического риска, анализ функций риска 171
7.2 Анализ неопределенностей в оценке радиационного экологического риска 181
Заключение к Главе 7 185

Глава 8. Сравнительный анализ радиационного воздействия на биоту и население при аварийных ситуациях 187

8.1. Оценка дозовых нагрузок и радиационного риска для населения при возможных авариях 187
8.2. Сравнительная оценка дозовых нагрузок на человека и биоту при авариях 197
Заключение к Главе 8 201

ЗАКЛЮЧЕНИЕ 204

ВЫВОДЫ 208

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ 210

ПРИЛОЖЕНИЕ 1. Изменение удельной активности ^{90}Sr в почве (2010-2015 гг.) 257

ПРИЛОЖЕНИЕ 2. Каталазная активность почв ($см^3O_2$/1 г почвы в мин.) 260

ПРИЛОЖЕНИЕ 3. Удельная активность (Бк/кг) и значения коэффициентов накопления ^{90}Sr в системе «почва – крапива – раковина моллюска» 265

ПРИЛОЖЕНИЕ 4. Референтные показатели наземного моллюска 267

ПРИЛОЖЕНИЕ 5. Параметры для расчета доз облучения населения 269

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ 273

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы. Обеспечение радиационной безопасности в настоящее время рассматривается как с точки зрения влияния на человека, так и на биоту. Вопросами оценки радиационного воздействия в рамках антропоцентрической и экоцентрической стратегии радиационной защиты занимаются авторитетные международные организации, включая МКРЗ, МАГАТЭ, НКДАР ООН. При этом МКРЗ [1–3] указывает на необходимость обеспечить прямые доказательства защищенности не только человека, но и живых организмов при разработке стратегии радиационной безопасности окружающей среды, что также отражено и в Международных основных нормах безопасности МАГАТЭ [4]. В РФ требования защиты окружающей среды от радиационного воздействия отражены в ФЗ «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002 N 7-ФЗ. Таким образом, экоцентрический принцип нормирования радиационного фактора приобретает все большую актуальность [5–9]. В основе оценки радиационного воздействия на биоту лежит предложенная МКРЗ концепция «условных (референтных) животных и растений» [1] и предложенный Комиссией набор референтных видов, который не является окончательным и требует расширения. При этом научное обоснование референтных видов посредством экспериментальных и аналитических исследований актуально для развития эконцентрической концепции.

Следует отметить, что в настоящее время надежным инструментом нормирования загрязнения окружающей среды, в том числе и радиоактивного, является оценка риска [10–12]. При этом методы оценки риска для здоровья человека достаточно хорошо проработаны и научно обоснованы, что находит своё подтверждение в существующих руководствах [13, 14] и научных исследованиях [15–18]. Однако при оценке экологического риска на данный момент не существует единых методологических подходов. Особо остро эта проблема стоит при оценке радиационного риска. Таким образом, необходимость разработки новых и усовершенствования существующих методов при оценке радиационного экологического риска продиктована множеством противоречий, включая

терминологический аспект и интерпретацию оценок, что обуславливает актуальность подобных разработок.

Степень разработанности проблемы. Работы в области оценки экологического риска впервые появились в 1980-х гг. в США [19] и были ориентированы на оценку химического воздействия на представителей биоты. В дальнейшем методам и методологическим подходам при оценке экологического риска, ориентированного на последствия воздействия стрессоров разного генезиса на природную среду, посвящены многочисленные работы [20–27]. При этом в большинстве исследованиях экологический риск оценивается для критических компонент экосистем, тогда как методы в области оценки воздействия стрессовых факторов на экосистемном уровне находятся в стадии становления. Отсутствие единых методов затрудняет развитие концепции оценки экологических рисков в условиях воздействия радиационного фактора. Безусловно, в области радиационной защиты биоты существует достаточно обширный структурированный научный материал. На изучение воздействия ионизирующего излучения на биоту направлен ряд международных проектов, включая EPIC, FASSET, EMRAS, EMRAS II, ERICA, PROTECT, STAR. Однако остается ряд дискуссионных вопросов при оценке воздействия радиационного фактора на биоту, в том числе и при оценке радиационных экологических рисков.

Следует отметить, что радиационный экологический риск оценивается на основе порогового действия радиации [6, 28]. При этом до сих пор не принят единый критерий безопасности биоты при воздействии радиационного фактора [6]. Например, международными проектами ERICA и PROTECT рекомендован для всех организмов предел безопасности – 10 мкГр/час [29, 30]. МКРЗ, в свою очередь, предлагает дифференцированный подход с диапазоном безопасного уровня радиационного воздействия от 0.1 до 10 мГр/сут [1]. Поликарпов Г.Г. разработал шкалу дозовых нагрузок на биоту, которая включает шесть зон, где проявляются радиационно-индуцированные эффекты в природных популяциях [6, 31]. Крышев И.И. с соавторами [28] представили шкалу проявления радиационных эффектов в диапазоне облучения биоты от 10^{-6} до 1 Гр/сут.

Существующие методы для оценки радиационных экологических рисков носят в основном детерминистский характер и предполагают учет отношения дозовой нагрузки на биоту к величине критерия риска или сравнения с определенной величиной [1, 32–34]. Однако применение таких подходов при оценке риска критикуется [35–37]. Сочетание детерминистских и вероятностных методов при оценке радиационных экологических рисков находит свое применение в «Интегрированном подходе к оценке и управлению рисками для природной среды, возникающими при воздействии ионизирующей радиации» [38], который сопровождается внедрением программного обеспечения ERICA Tool. Несмотря на то, что интегрированный подход является наиболее развитым при оценке радиационных рисков, его применение также влечет ряд недостатков при анализе экспериментальных данных.

В международной практике при оценке радиационных рисков рекомендуется использовать «условные (референтные) животные и растения» из предложенного набора МКРЗ [1–3]. Однако предложенный набор является дискуссионным, что диктует необходимость дальнейших исследований, направленных на обоснование новых референтных видов с учетом особенностей изучаемой экосистемы и радиоэкологической обстановки, что не противоречит рекомендациям МКРЗ. Экоцентрическая концепция радиационной защиты биоты, частью которой является и оценка радиационного экологического риска, получает развитие в Публикациях МКРЗ [1, 2]. Следует отметить и вклад российских ученых в развитие экоцентрической стратегии и методов оценки радиационного экологического риска, что отражено в коллективной монографии специалистов ИБРАЭ РАН, НПО «Тайфун», МРНЦ им. А.Ф. Цыба, ВНИИРАЭ, НИИ ЭЧ и ГОС им. А.Н. Сысина, НТЦ ЯРБ Ростехнадзора [12].

Таким образом, в настоящий момент остается необходимость дальнейших радиобиологических и радиоэкологических исследований для разработки новых и усовершенствования существующих методов оценки радиационного риска на экосистемном уровне.

Целью диссертационной работы является разработка метода количественной оценки экосистемного риска при хроническом радиоактивном загрязнении и апробация метода на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению.

Для достижения поставленной цели необходимо решить следующие **задачи**:

— изучить последствия хронического радиационного воздействия на референтные показатели популяций наземных моллюсков, обитающих в зоне влияния хранилища радиоактивных отходов;

— изучить влияние радиоактивного загрязнения почвы на ферментативную активность, включая уреазную, дегидрогеназную, инвертазную и каталазную активность почв;

— разработать алгоритм и выполнить дозиметрические расчеты внешнего и внутреннего облучения моллюска для различных геометрий приемника и источника излучения;

— разработать метод количественной оценки риска для экосистем, подвергшихся радиоактивному загрязнению;

— оценить экологический риск для территории исследования посредством разработанного метода.

Научная новизна. Впервые разработан метод оценки радиационного экологического риска на основе критических нагрузок при хроническом радиоактивном загрязнении наземной экосистемы. Метод апробирован на радиоактивно загрязненной территории.

Впервые получены экспериментально обоснованные результаты по расчетной схеме, основным допущениям, обоснованию параметров облучения моллюска и расчетам мощности поглощенной дозы для моллюсков в среде MCNP5. Впервые установлены достоверные радиационно-индуцированные эффекты в условиях хронического облучения ^{90}Sr у наземного моллюска *Fruticicola fruticum* M., включая изменение морфологического показателя (высота раковины) и уровня белков-металлотионеинов (белков-МТ) в диапазоне мощности поглощенной дозы от 0.32±0.07 до 76±9 мГр/год.

В натурных условиях установлено степенное изменение коэффициента накопления ^{90}Sr раковинами моллюсков в зависимости от удельной активности радионуклида в крапиве двудомной (*Urtica dioica L.)*.

На основании многолетних натурных исследований приводится научное обоснование наземного моллюска *F. fruticum* M. как претендента на включение в список референтных видов для оценки радиационного воздействия на наземную экосистему. Впервые установлены коэффициенты дозового преобразования для облучения наземного моллюска по ^{90}Sr + ^{90}Y от растительности и раковины (как внешнего источника облучения), а также от почвы с учетом обитания организма на почве и при заглублении в почву в состоянии анабиоза.

Впервые показана чувствительность каталазной ферментативной активности почв к радиоактивному загрязнению ^{90}Sr и установлено достоверное изменение каталазной активности в диапазоне содержания радионуклида в почве от 1.83±0.02 до 5203±89 Бк/кг.

Впервые проводится сравнительный анализ радиационного воздействия на население и биоту при возможных аварийных ситуациях. При этом установлено, что пролонгированное поступление радионуклидов в почву и водные объекты изучаемой территории оказывает большее радиационное воздействие на референтный вид (наземного моллюска *F. fruticum* M.), чем на человека.

Теоретическая значимость заключается в получении новых данных по формированию радиационно-индуцированных эффектов у представителей биоты в условиях хронического облучения в натурных условиях; показателям накопления ^{90}Sr в компонентах наземной экосистемы. Полученные экспериментальные результаты вносят вклад в расширение существующих баз данных о радиационных эффектах у представителей биоты.

Практическая значимость. Предложенный метод оценки риска позволяет выполнить количественную оценку влияния радиационного фактора на наземные экосистемы, что вносит вклад в расширение экоцентрической концепции радиационной защиты. Разработанный метод может внести существенный вклад в развитие технологий мониторинга и прогнозирования состояния окружающей

среды, предотвращения и ликвидации её загрязнения, которые отнесены к критическим технологиям РФ согласно Указу Президента РФ № 899 от 7 июля 2011 г. «Об утверждении приоритетных направлений развития науки, технологий и техники в Российской Федерации и перечня критических технологий Российской Федерации».

Полученные результаты дозиметрических расчетов для малого биологического объекта (наземного моллюска), обоснование входных параметров источника и приемника излучения, коэффициенты дозового преобразования для $Sr^{90}+Y^{90}$ при оценке облучения моллюска вносят вклад в решение дозиметрических задач, сформулированных МКРЗ для развития концепции радиационной безопасности биоты.

Применение наземного моллюска в качестве референтного вида для оценки радиационного воздействия на окружающую среду развивает концепцию радиационной защиты биоты с учетом климатических, радиоэкологических и других специфичных особенностей территорий.

Полученные в диссертационной работе научно обоснованные решения вносят вклад в развитие существующих подходов к оценке радиационных экологических рисков, могут быть учтены при разработке отечественных и международных нормативных документов в области радиационной безопасности биоты.

Практическая значимость определяется возможностью разработки на основе установленных закономерностей более совершенных прогностических моделей радиационного воздействия на биоту.

Практическая значимость работы также определяется наличием свидетельства о государственной регистрации программы для ЭВМ: Экориск: система анализа экологических данных, САМИР: система анализа миграции радионуклидов. Результаты диссертационной работы включены в учебный процесс КФ МГТУ им. Н.Э. Баумана (дисциплины «Радиационная безопасность», «Экология техносферы»), ИАТЭ НИЯУ МИФИ (дисциплина «Техногенные системы и экологический риск», «Радиационная биология и радиоэкология»).

Методология и методы исследования. Объектами исследования выбраны компоненты наземной экосистемы, включая почву, наземных моллюсков улитку кустарниковую (*F. fruticum* M.*)* и янтарку обыкновенную (*Succinea putris*), крапиву двудомную (*U. dioica* L.*)*, и водные объекты, включая грунтовые воды наблюдательных скважин и поверхностные воды болота и ручья. Оценивали последствия хронического облучения β-излучения ^{90}Sr компонент наземной экосистемы, учитывая ферментативную активность почв, коэффициенты накопления в системе «почва – крапива – наземный моллюск», морфологические показатели наземного моллюска и уровень белков-МТ в мягких тканях животного. Оценка изменения уровня белков-МТ в мягких телах моллюска также проведена при облучении животного в лабораторных условиях. В диссертационной работе представлен метод оценки радиационного риска для наземной экосистемы в условиях хронического радиоактивного загрязнения, который сочетает вероятностные и детерминистские подходы.

Отличительной особенностью предлагаемого метода от существующих методов является оценка риска посредством определения критических нагрузок на референтные виды и показатели экосистемы. При этом в качестве критической нагрузки рассматривается экспериментально обоснованное радиационно-индуцированное изменение конкретного референтного показателя. В международной же практике определение экологического риска проводится с учетом допустимых уровней радиационного облучения, что может приводить к существенным неточностям ввиду отсутствия единого критерия.

Выбор, обоснование референтного вида и показателей, определение критических нагрузок для оценки радиационного экологического риска осуществлялись посредством многолетних (2010 – 2017 гг.) комплексных исследований в натурных условиях. Применение разработанного метода основано на методах пробоотбора и пробоподготовки почв, растительности, наземных моллюсков; математического моделирования; определения морфологических показателей наземных моллюсков; определения уровня белков-МТ в мягких телах моллюсков; определения ферментативной активности почв (уреазной,

инвертазной, каталазной, дегидрогеназной), а также дозиметрических методах и инструментальных методах анализа.

Оценка риска проводится на основании установления доли локальных участков с превышением критических нагрузок от общей площади изучаемой территории и сравнением с величиной 95%-ной защищённости экосистемы.

Оценка радиационного риска для населения проводится на основании методологии, предложенной МАГАТЭ [39].

Положения, выносимые на защиту

1. Разработан метод количественной оценки экосистемного риска в условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды, который основан на экспериментальном обосновании референтных видов и определении критических нагрузок на референтные показатели.

2. Наземный моллюск *F. fruticum* M. может быть предложен в качестве референтного вида в биологическом мониторинге при хроническом радиоактивном загрязнении ^{90}Sr наземной экосистемы, основанном на анализе морфологического показателя высоты раковины моллюска, коэффициента накопления радионуклида и уровня белков-МТ в мягких тканях.

3. Коэффициент накопления ^{90}Sr раковинами наземного моллюска *F. fruticum* M. не является константой, его изменение в зависимости от удельной активности радионуклида в крапиве двудомной (*U. dioica* L.) описывается степенной функцией.

4. В идентичных радиоэкологических условиях при учете индексов радиационного воздействия наземный моллюск подвергается большему радиационному воздействию, чем человек, что указывает на необходимость дальнейшего обоснования экоцентрической концепции защиты окружающей среды в условиях повышенного радиационного фона.

Достоверность результатов. Достоверность полученных результатов определяется применением современного оборудования и используемых в мировой научной практике методик, а также большим объемом экспериментальных данных и воспроизводимостью экспериментальных

зависимостей изменения референтных показателей в натурных условиях в течение всего периода исследований. При этом выполнен анализ изучаемых референтных показателей для 3.5 тыс. особей наземных моллюсков, 723 пробы растительности, 805 проб почвы за многолетний (2010 – 2017 гг.) период исследований. Экспериментальные данные были проанализированы посредством современных пакетов статистического анализа (программная среда R).

Соответствие диссертации паспорту научной специальности. В соответствии с формулой специальности 1.5.1 «Радиобиология», охватывающей п. 5 «Проблемы радиочувствительности биологических объектов», п. 8 «Стохастические и не стохастические эффекты, их особенности; зависимости: доза-эффект и время-эффект», п. 9 «Последствия ядерных катастроф. Синдром Чернобыля. Радиоэкология», п. 10 «Принципы и методы радиационного мониторинга, проблемы радиационной безопасности», п. 11 «Отдаленные последствия действия излучений. Хроническое действие радиации», в диссертационном исследовании представлены данные многолетнего радиационного мониторинга; результаты натурных и лабораторных исследований влияния радиационного фактора на наземного моллюска *F. fruticum* M.*;* разработан метод оценки радиационного риска для наземной экосистемы в рамках решения проблем радиационной безопасности биоты; проведена оценка влияния изучения $^{90}Sr+^{90}Y$ на морфологические показатели, показатели накопления радионуклида и уровень белков-МТ наземного моллюска *F. fruticum* M. при хроническом облучении в малых дозах, а также на биохимические показатели почвы.

Апробация работы. Основные результаты исследований были представлены на: Всероссийской научной конференции «XIV Докучаевские молодежные чтения» (Санкт-Петербург, 2011); Конференции «50 лет общегосударственной радиометрической службе» (Обнинск, 2011); Международной конференции «Безопасность АЭС и подготовка кадров» (Обнинск, 2011, 2013, 2015, 2018); Региональной научной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Техногенные системы и

экологический риск» (Обнинск, 2011, 2013, 2014, 2016), Международной научной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Техногенные системы и экологический риск» (Обнинск, 2017, 2018); Научной сессии НИЯУ МИФИ (Москва, 2011, 2013, 2014, 2015); Международной научной конференции «Сахаровские чтения: экологические проблемы XXI века» (Минск, Беларусь, 2012, 2013, 2017, 2018); Международной Пущинской школе-конференции молодых ученых «Биология Наука XXI века» (Пущино, 2012); Всероссийской научно-практической конференции «Геолого-геохимические проблемы экологии» (Москва, 2012); Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем» (Киров, 2012); X Международной научно-практической конференции «Татищевские чтения: актуальные проблемы науки и практики» (Тольятти, 2013); Всероссийской научно-практической конференции-выставки с международным участием «Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем» (Киров, 2013, 2015); Международной конференции «Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды» (Сыктывкар, 2014); VII Съезде по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность) (Москва, 2014); 3rd International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity (Barcelona, Spain, 2014); Fourth International Conference, Dedicated to N.W.Timofeeff-Ressovsky and His Scientific School «Modern problems of genetics, radiobiology, radioecology, and evolution» (St.Petersburg, 2015); Third International conference of Radiation and Applications in Various Fields of Research, RAD (Budva, Montenegro, 2015, 2016); Международной конференции «Радиобиология: «Маяк», Чернобыль, Фукусима» (Гомель, Беларусь, 2015); Всероссийской научно-технической конференции «Наукоемкие технологии в приборо- и машиностроении и развитие инновационной деятельности в вузе» (Калуга, 2015); Международной научно-практической конференции «Актуальные вопросы ядерно-химических технологий и экологической безопасности» (Севастополь, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020); The 1st

International Symposium «Physics, Engineering and Technologies for Bio-Medicine» (Moscow, 2016); Second International Conference on Radioecological Concentration Processes (50 year later) (Seville, Spain, 2016); Всероссийской научной конференции «Мониторинг состояния и загрязнения окружающей среды. Основные результаты и пути развития» (Москва, 2017); 4th International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity (Berlin, 2017); Международная научно-техническая конференция «Будущее атомной энергетики» (Обнинск, 2017, 2018, 2020); XLVI международных радиоэкологических чтениях «Современные проблемы радиобиологии и радиоэкологии» (Обнинск, 2017, 2019); VII Всероссийской научной конференции для молодых ученых «Актуальные вопросы биомедицинской инженерии» (Саратов, 2018), а также на НТС Государственной корпорации по атомной энергии «Росатом» (2014).

Результаты исследования получены при выполнении государственных контрактов и грантов под руководством соискателя, включая Государственный контракт №14.740.11.0193 в рамках ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России»; Государственный контракт от 28.03.2014 No Н.4б.43.9Б.14.1054 с Госкорпорацией «Росатом»; Грант Президента РФ для государственной поддержки молодых российских ученых, Договор № 14.125.13.368-МК; Грант РФФИ №15-38-20142.

Личный вклад диссертанта в работу. Соискателем выполнен основной объем полевых и лабораторных исследований, осуществлен критический анализ существующих методов оценки экологических рисков и предложено новое решение задачи оценки радиационного риска на экосистемном уровне. Комплексный подход к изучению радиационного воздействия на представителей биоты обосновал необходимость привлечения к выполнению исследований специалистов смежных специальностей. Соискатель выполнял все этапы диссертационного исследования, включая формулирование цели, задач, положений и выводов, планирование и проведение исследований, статистический анализ и интерпретацию полученных экспериментальных данных. Соискателем

подготовлены публикации в отечественные и международные профильные журналы, полученные результаты представлены на конференциях регионального, всероссийского и международного уровней.

Публикации. По теме диссертации опубликовано 106 печатных работ, в том числе 18 статей в рецензируемых журналах из перечня изданий, рекомендованных ВАК РФ; 2 свидетельства о государственной регистрации программы для ЭВМ; 1 работа в коллективной монографии; 6 публикаций в изданиях, индексируемых в Scopus и Web of Science. Материалы диссертационного исследования легли в основу двух учебно-методических пособий для студентов ВУЗов, автором которых является соискатель.

Структура и объем диссертации. Диссертационная работа изложена на 273 страницах машинописного текста и содержит введение, 8 глав, заключение, выводы, а также список использованной литературы, включающий 390 источников, из них 144 на иностранном языке. Диссертация содержит 32 рисунка, 31 таблицу и 5 приложений.

Автор выражает особую благодарность научному консультанту доктору биологических наук, профессору Сынзынысу Борису Ивановичу за поддержку в выполнении работы и идейное вдохновение. Признательна кандидату технических наук О.А. Мирзеабасову за консультации по интерпретации и статистической обработке экспериментальных данных. Я благодарю за методическую поддержку коллектив кафедры экологии ИАТЭ НИЯУ МИФИ и лично заведующую кафедрой доктора биологических наук А.А. Удалову.

Глава 1. Анализ методов оценки экологического риска и риска для здоровья человека при воздействии радиационного и химического факторов (Обзор литературы)

В настоящее время на международном уровне в качестве приоритетного механизма принятия решений в различных областях деятельности, в том числе и радиационной безопасности, рассматривается концепция оценки и менеджмента риска. Несмотря на то, что теория риска получила свое начало еще в 40-х гг. XX в., до сих пор не существует единого понятийного аппарата в области оценки риска. При этом существует множество различных формулировок понятия «риск». Например, в аналитическом обзоре публикаций Дмитриева В.Г. [40], посвященному проблемам оценки рисков, приводится ряд определений понятия «риск», включая: «это ответственность за решения, принятые в условиях неопределенности»; «количественная мера опасности с учетом ее последствий»; «вероятность проявления конкретного процесса или явления в течение определенного времени или при определенных обстоятельствах», «вероятность того, что неблагоприятный эффект будет иметь место у индивидуума, группы или в экологической системе при воздействии определенной дозы или концентрации опасного агента, то есть он зависит как от степени токсичности опасного агента, так и от уровней воздействия» и др.

Следует отметить, что в основном понятие риска базируется на трех основных элементах, а именно, возможности неблагоприятных последствий (например, вреда); вероятности наступления неблагоприятного последствия; функциональной связи между вероятностью наступления события и величиной неблагоприятных последствий [41].

Также не достигнута согласованность в методологической основе оценки риска, причем острее всего эта проблема стоит при оценке экологического риска, нежели при оценке риска для здоровья человека.

1.1 Оценка риска для здоровья населения: история развития, научные достижения

В настоящее время оценка риска для здоровья человека при воздействии техногенных факторов является актуальным, быстроразвивающимся направлением. При этом теория оценки риска является достаточно молодым направлением, берущим свое начало и дальнейшее развитие в 40-х гг. прошлого столетия, когда наблюдались высокие темпы развития химической промышленности. Считается, что активное развитие теория рисков приходится на время появление новых проблем для человечества, в частности связанных с ядерной энергетикой, т.е. 80-ее гг. XX века [41].

1.1.1 Исторический аспект развития оценивания риска для здоровья населения

Можно предположить, что основоположником практических работ в области оценки риска являются учёные США, что отмечается в докладе Национального исследовательского совета [19]. При этом при разработке методологической базы для оценки рисков изначально в качестве фактора воздействия выступал только химический, а результатом этого воздействия рассматривалась оценка здоровья человека и возникновение онкологических заболевай [42, 43]. Экологический аспект, т.е. оценка риска воздействия на объекты окружающей среды, в первоначальных исследованиях не учитывался. Следует отметить, что в США разработки в области оценки риска в рамках санитарно-гигиенического нормирования начались еще в 70-х гг. XX в. Например, в работе [44] указано, что в 1975 г. в свет вышел первый документ Агентство по охране окружающей среды США (U.S. EPA), где представлен количественный метод оценки риска для здоровья населения при загрязнении окружающей среды винилхлоридом [45]. В 1976 г. опубликован документ [46], где отображены

промежуточные процедуры и рекомендации оценивания рисков для здоровья населения при воздействии канцерогенных веществ.

Теоретически и практически обоснованное представление о количественных методах в оценки рисков, а также внедрение новых принципов оценки риска отражается в работах ученых США, выполненных в 80-90–е гг. прошлого столетия [12, 47]. При этом первым документом, где приводится описание количественных методов в оценке риска, является руководство U.S. EPA [48], в котором представлены критерии качества воды с учетов 64 загрязняющих веществ, в том числе и канцерогенов.

Дальнейшее развитие оценивания рисков для здоровья населения Агентством по охране окружающей среды США изложено в документе [49], в котором пересматриваются руководящие принципы по оценке риска воздействия канцерогенов, опубликованные в 1986 г. [50] и промежуточные руководящие принципы 1999 г. [51]. В руководящих принципах [49] представлена информация о методах оценки рисков, разработанных Агентством США. В документе учитывается опыт по оценке рисков, накопленный U.S. EPA ранее, включая Руководящие принципы оценки риска мутагенности [52], Руководства по оценке воздействия [53], Руководства, направленные на оценку возникновения опухолей щитовидной железы [54], оценку коэффициентов канцерогенного риска при воздействии радионуклидов на окружающую среду [55] и др.

На основании многолетних работ в области рискологии американские ученые акцентируют внимание на то, что оценка риска является надежным аналитическим инструментом, который позволяет научно обоснованно определять факторы риска для здоровья населения и расставлять приоритеты при управлении риском.

Работы, направленные на оценку риска для здоровья населения, находят свое отражение и в официальных документах стран Евросоюза (ЕС).

Например, в отчете об оценки рисков ЕС [56] приводится метод оценки воздействия никеля и его соединений на здоровье населения, описывается метод

оценки риска для здоровья в условиях загрязнения тяжелым металлом на локальном и региональном уровнях.

В докладе Нидерландского Национального института общественного здравоохранения и охраны окружающей среды [57] предлагается к внедрению Единая система оценки веществ USES (Uniform System for the Evaluation of Substances). Авторы доклада обращают внимание на то, что USES является инструментом принятия решений, который может быть использован для быстрой количественной оценки рисков для населения при воздействии химических веществ.

В отчете [23], подготовленном для Всемирной организации здравоохранения в рамках международной программы по химической безопасности, также поднимаются вопросы оценки риска, причем не только для здоровья населения, но и для биоты. В отчете акцентируется внимание на необходимость интегрированного подхода в оценке риска для здоровья человека и экологического риска. При этом под интегрированной оценкой авторы предлагают понимать научно обоснованный подход, который объединяет оценку риска для человека, биоты и природных ресурсов в единую оценку. Как считают авторы отчета, интегрированная оценка позволит решить две фундаментальные задачи. Во-первых, повысится эффективность оценки риска посредством обмена информацией между экспертами в области оценки риска для человека и экологического риска. Во-вторых, для процесса принятия решений будут предоставлены более последовательные, конкретные исходные данные, которые минимизируют противоречия, возникающие при оценке риска для человека и биоты.

В рамках дальнейшего развития методологии риска в отчете приводится структура интегрированной оценки, которая включает три шага: формулировка проблемы, аналитический шаг и характеристику риска. При этом первый шаг направлен на формулирование цели оценивания риска, определение объема работы. Аналитический шаг включает сбор данных и дальнейшее моделирование возникновения возможных эффектов у населения и экосистем при техногенном

воздействии. Третий шаг – характеристика риска – включает количественные и не исключают качественные оценки риска.

Вопросы интегрированной оценки риска населения и биоты также обсуждаются и в директиве Европейского парламента [22]. В данном документе рассматриваются вопросы оценки воздействия ветеринарных лекарственных препаратов и ограничения применения химических веществ для ветеринарии с точки зрения риска возникновения негативных эффектов для человека, животных и окружающей среды.

Результатом многолетней совместной работы государственных служащих, представителей промышленной отрасли, общественных представителей в области оценки риска здоровью населения и окружающей среде является техническое руководство Комиссии ЕС, представленная в четырех томах [14]. Данный документ направлен на поддержание оценки риска влияния химических веществ на население и окружающую среду на законодательном уровне. В руководстве приводится ряд уточнений к ранее разработанной директиве [58] об оценке рисков для сотен новых, ста существующих химических веществ, а также биоцидных веществ, пересмотрены сценарии поступления загрязняющих веществ при эксплуатации предприятий химической промышленности. Также при оценке риска для здоровья человека расширяется масштаб оценки воздействия, а именно вводится оценка воздействия на рабочем месте.

В 2007 г. Европейской Комиссией была утверждена система REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of Chemicals) [59], которая направлена на регулирование производства и использования химических веществ, на уменьшение вреда от химических веществ для здоровья человека и окружающей среды [60]. При этом REACH перекладывает ответственность за оценку рисков с федеральных агентств на производителей и поставщиков. Можно без сомнения говорить об эффективности системы REACH, т.к. с 2007 по 2016 гг. прошли оценку риска воздействия более 13 тыс. химических веществ [61].

Работы в области оценки риска в России начались много позже, чем в США, Канаде и странах ЕС. В некоторых работах отмечается, что в России в 20-х гг. XX века на законодательном уровне вводится понятие «риска» в производственно-хозяйственной области [62], после чего в 30-х гг. термин был фактически запрещен, особенно в отношении химической безопасности [12, 62] и заменён на понятие потенциальной опасности. Проблемы риска подвергались игнорированию до такой степени, что понятие «риск» не был включен в энциклопедии [62].

Теоретические и практические работы в области оценки риска для здоровья населения в России получают свое развитие в 1997 г. после выхода Постановления "Об использовании методологии оценки риска для управления качеством окружающей среды и здоровья населения в Российской Федерации" [63] и направлены на оценку риска для здоровья населения. К преимуществам методологии, как указано в Постановлении, можно отнести ранжирование вредных факторов для здоровья населения в зависимости от конкретных условий с учетом реальной и прогнозируемой опасности; установление ущерба здоровью населения от уровня загрязнения окружающей среды. В Положении «О порядке оценки риска загрязнения окружающей среды здоровью населения в Российской Федерации», утвержденном Постановлением [63], обозначены область применения методики оценки риска, включая социально-гигиенический мониторинг, экологическую и санитарно-эпидемиологическую экспертизы, экологический аудит и др. Также подчеркивается необходимость поэтапного внедрения системы оценки риска с учетом адаптации методик других стран к российским условиям.

Дальнейшее внедрение системы оценки риска для здоровья населения сопровождается Постановлением «О введении в действие временного Положения об аккредитации органов по оценке риска в Российской Федерации» [64]. В вышеуказанном Постановлении установлены требования к процедуре аккредитации органов, которые задействованы в оценке риска для здоровья населения.

Широкому применению методологии оценки риска способствовало появление Руководства по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду [13], которому предшествовал выход книги Онищенко Г.Г. с соавт. [65]. Руководство [13] разработано большим высококвалифицированным авторским коллективом, включая авторов из научных учреждений, учебных заведений и учреждений госсанэпиднадзора. Можно отметить, что вышеупомянутые издания на сегодняшний день являются основополагающими, научно обоснованными в области оценки риска для здоровья населения, отражают методологию оценки риска с учетом международной практики.

Понятие о риске отражено в Федеральном законе "О техническом регулировании" от 27.12.2002 N 184-ФЗ (ред. от 29.07 2017 г.). Однако в законе риск не рассматривается с точки зрения охраны здоровья населения, дается следующее определение: «риск – вероятность причинения вреда жизни или здоровью граждан, имуществу физических или юридических лиц, государственному или муниципальному имуществу, окружающей среде, жизни или здоровью животных и растений с учетом тяжести этого вреда». Тогда как в № 52-ФЗ от 30.03.1999 (ред. от 03.08.2018) "О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения" указывается, что разработка санитарных правил должна предусматривать помимо других требований и «определение санитарно-эпидемиологических требований предотвращения вредного воздействия факторов среды обитания на здоровье населения, в том числе установление оснований, при наличии которых требуются расчет и оценка риска для здоровья человека». Таким образом, оценка риска в нашей стране до сих пор остается в сфере влияния санитарно-эпидемиологической службы, т.е. в законодательном плане не получила соответствующего подкрепления, о чем дискутируется, например, в работе [66].

В настоящее время актуально Постановление Правительства РФ от 2006 г. «Об утверждении Положения о социально-гигиеническом мониторинге» [67], которое указывает на то, что одной из основных задач мониторинга является

оценка риска для здоровья населения при воздействии факторов среды обитания. Таким образом, Постановление обосновывает оценку риска как основной инструмент для решения задач социально-гигиенического мониторинга. В 2011 г. с принятием стандарта ГОСТ Р ИСО/МЭК 31010-2011 «Менеджмент риска. Методы оценки риска» происходит гармонизация методов оценки риска в России с международными стандартами ISO/IEC [68].

Оценка риска для здоровья населения является актуальным и активно развивающимся направлением научных исследований, проводимых российскими учеными. Следует отметить, что существенный вклад в развитие методов оценки риска для здоровья человека при воздействии потенциально опасных факторов окружающей среды вносит цикл работ Рахманина Ю.А. с соавторами [69– 70].

На основании вышесказанного следует отметить, что методология оценки риска здоровью населения является достаточно хорошо проработанным направлением как в нашей стране, так и на международном уровне. При этом алгоритм оценки риска, т.е. процесса прогнозирования ущерба для здоровья населения, состоит из четырех этапов: идентификация опасности, оценка воздействия, оценка зависимости «доза – эффект», характеристика риска.

1.1.2 Радиационные риски для здоровья человека

В связи с развитием атомной промышленности и ядерных технологий все большую актуальность получают вопросы радиационной безопасности населения, в частности, и развитие методологии оценки радиационного риска. Радиационный риск – это вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате воздействия ионизирующего излучения. Разработка методологических подходов к оценке и управлению радиационными рисками самым непосредственным образом связано с созданием и развитием системы радиационной защиты, основные положения которой содержатся в Публикации 26 [72] и Публикации 60 [73] МКРЗ. При этом в Публикации 26 была обоснована концепция «эффективной эквивалентной дозы», которая пришла на

смену более ранней концепции «критического органа». В рамках Публикации 26 была принята концепция линейной беспороговости дозовой зависимости вероятности стохастических эффектов, что обосновало необходимость определения приемлемого риска. Дальнейшее развитие методология радиационной защиты на основе радиационного риска получила в Публикации 60 [73], где приводится количественная характеристика риска возникновения стохастических эффектов при хроническом облучении человека в виде эффективной дозы облучения – 1 мЗв/год [12]. Это антропоцентрический подход в радиационной защите, постулат которого: «Если от вредного воздействия радиации защищен человек, то в этом случае защищается природная среда» [6, 8]. Основанием для таких утверждений служат следующие предпосылки [6, 8, 74]: во-первых, человек как биологический вид является самым радиочувствительным объектом биосферы или его радиочувствительность не меньше, чем у других млекопитающих; во-вторых, первостепенной задачей является охрана здоровья человека, т.к. человек – самый ценный объект на Земле.

В настоящее время одним из основных критериев опасности радиационного воздействия на человека является возможность возникновения онкологического заболевания. Оценка риска в области радиационной защиты населения производится, в основном, для канцерогенных эффектов [12]. При этом концепция риска для человека основана на предположении о стохастическом беспороговом действии ионизирующей радиации [18, 30].

Первые научные работы в России в области оценки радиационного риска появляются в 80-х гг. прошлого столетия. Например, вопросы, связанные с оценкой радиационного риска рассматриваются в работе [75].

На сегодняшний день выполнены работы по оценке радиационных рисков для человека с учетом различных источников облучения. Например, в исследовании [76] рассматриваются вопросы необходимости совершенствования подходов оценки риска при комплексном мониторинге состояния окружающей среды в условиях суммарного действия на человека радиоактивного и химического загрязнения.

Многочисленные работы в области радиационных рисков направлены на оценку рисков заболеваемости ликвидаторов аварии на Чернобыльской АЭС [77–79]. Ряд работ направлен на разработку методов оценки радиационных рисков медицинского облучения. Так, Ивановым В.К. с соавторами представлены разработанные авторским коллективом универсальные таблицы для оценки радиационного риска с учетом индивидуальных особенностей пациентов [80]. Не менее развитым является направление оценки профессиональных радиационных рисков, в том числе для персонала атомной промышленности [81].

Также проводятся исследования по оценке радиационного риска для населения. Например, в работе [82] приводятся результаты исследований, направленных на определение коэффициентов радиационных рисков при однократном и пролонгированном облучении населения в зависимости от возраста на начало облучения. Коренков И.П. с соавторами предлагают в своей работе [16] методологический подход для экспресс-оценки величины канцерогенного индивидуального пожизненного риска от ^{226}Ra при употреблении населением питьевой воды, источником которой являются подземные воды.

Таким образом, в РФ наблюдается успешное применение методологии оценки рисков для здоровья человека при воздействии радиационного фактора

1.2 Оценка экологического риска

1.2.1 Становление методологических подходов для оценки экологического риска

К концу 1980-х гг. у исследователей возрастает интерес к экологическим последствиям техногенного воздействия для представителей биоты, что, в свою очередь, побудило Агентство по охране окружающей среды США начать предварительные разработки принципов оценки экологических рисков, т.е. ориентированных на последствия воздействия стрессоров разного генезиса на природную среду [83]. В одной из работ последних лет [27] приводятся аргументы в пользу того, что до сих пор те рекомендации, которые были

разработаны Национальным исследовательским советом США [19], являются актуальными. При этом авторы указывают на приемлемость разработанных подходов оценки экологических рисков не только для химической отрасли, но и для инженерных, нефтяных, железнодорожных, аэрокосмических и медицинских и других областей экономики.

В начале 90-х годов U.S. EPA создает рамочные документы, ориентированные на проведение оценки экологических рисков. Следует отметить, что в разработке подходов к оценке рисков принимали участие и другие страны, включая Канаду, Нидерланды и др., а разработанные в США руководства по оценке риска используются в Новой Зеландии, Австрии, ЮАР и др. странах [12, 83].

Развитие методы оценки риска получают после проведенного в 2006 г. семинара, касающегося практических вопросов оценки экологических рисков [83], что отражается в четырех основных публикациях [25, 84–86]. Следует отметить, что итоги семинара и последующие исследования выдвинули на первый план ключевые аспекты усовершенствования методов оценки экологического риска. Например, в работе американского автора Suter G.W. [25] приводится исторический очерк развития методологии оценивания экологического риска в период с середины 1980-х до середины 2000-х гг.

Публикация исследователя из США Barnthouse L.B. [84] посвящена, с одной стороны, анализу существующих методов оценки экологического риска, выявлению различий между методами и принципами оценки риска. С другой стороны, автор акцентирует внимание на положительные стороны метода оценки экологического риска, предложенного рамочными документами U.S. EPA, также кратко обсуждает перспективные направления развития методологических подходов при оценке экологических рисков.

Работа канадского ученого Kapustka L. [86] направлена на выявление ограничений при оценке экологических рисков. Поднимается вопрос о двух видах ограничений: естественных, возникающих из-за особенностей окружающей среды, и надуманных, сопровождающих практику управления качеством

окружающей среды, дальнейшие политические решения. Коллектив исследователей из США в своей работе [85] приводит рекомендации для улучшения методов оценки экологического риска, поднимается вопрос об идентификации возникающих неопределенностей в оценке риска, которые могут повлиять на конечный результат оценки. Также авторы указывают на необходимость использования данных экологического мониторинга при проведении оценки риска и учета воздействия стрессоров на все уровни биологической организации. Следует отметить, что вопрос учета одиночных стрессоров на объекты окружающей среды при оценке экологических рисков остаются актуальными до сих пор [87]. Этот вопрос неоднократно поднимался среди ученых, занимающихся оценкой экологического риска, в том числе и на Семинаре, проведенном в 2014 г. в Сиднее, Австралия [83]. Учеными отмечается, что естественные системы испытывают воздействия сочетанного действия абиотических, биотических и техногенных факторов. В свою очередь, при оценке экологического риска часто не учитывается совокупность факторов воздействия, местоположение изучаемой системы, т.е. климатические, геоморфологические и др. особенности территории.

В техническом отчете Европейского центра по экотоксикологии и токсикологии химических веществ [88] рассматриваются вопросы, связанные с внедрением в методологию оценки экологического риска биоаккумуляционных и биоконцентрационных свойств водных организмов. При этом необходимо учитывать физико-химические свойства веществ, их устойчивость, концентрацию в объектах окружающей среды, способность организмов к накоплению и аккумуляции веществ. Авторами отчета предлагается при оценке экологического риска оперировать понятием прогнозируемой безопасной концентрации вещества (PNEC – Predicted No Effect Concentration), или как указано в отчете, длительное воздействие которой может вызвать эффекты у представителей биоты. Кроме того, в отчете также предлагается учитывать прогнозируемую концентрацию вещества в окружающей среде, которая вызывает неблагоприятные эффекты в организме (PEC – Predicted Environmental Concentration).

Следует отметить, что концентрации PNEC и PEC в дальнейшем применяются в системе REACH [59]. Алгоритм оценки воздействия химического вещества на окружающую среду, представленный в методическом справочнике REACH включает три этапа [59, 60]:

1) определение условий использования веществ, оценку мер по снижению риска;

2) оценку объемов поступления загрязняющих веществ в окружающую среду;

3) оценку распределения вещества между атмосферным воздухом, водной средой, почвой, а также оценку трансформации химического вещества в окружающей среде и воздействия на биологические объекты.

В руководящем документе [20], принятом во Франции после совещания рабочей группы ученых из 50-ти стран Европы и стран Северной Америки, приводятся подходы к оценке риска для водных организмов при загрязнении пестицидами. Основной целью документа является гармонизация уже существующих подходов к оценке экологического риска с учетом наработанной экспериментальной базы для разных водных организмов и разработка руководства для оценки риска. При этом отмечается, что оценка риска должна быть многоуровневой с учетом чувствительности организмов к токсиканту, возраста организма, других факторов, влияющих на развитие тест-объекта, а также химической устойчивости и концентрации загрязняющего вещества. Также в руководстве поднимается вопрос о проведении оценки риска с учетом данных лабораторных и натурных экспериментов. Рекомендуется при интерпретации экспериментальных данных, полученных в лабораторных условиях, применять вероятностные подходы. Обсуждается возможность оценки риска на популяционном уровне при лабораторных исследованиях. Указывается, что возникают определенные экспериментальные трудности, связанные с особенностями тест-объектов. Например, для рыб невозможно проводить популяционные лабораторные исследования, т.к. возникают неопределенности с физико-химическими факторами, которые сложно смоделировать в лабораторных условиях. Вносится предложение об интерпретации риска с индивидуального

уровня на видовой и популяционный с учётом возможных неопределенностей. При этом отмечается, что лабораторные исследования отнесены к первой (низкой) ступени при оценке риска, т.к. они в основном проводятся на таксономическом уровне, а полевые испытания – высшая ступень при многоуровневой оценке риска.

Как уже было отмечено выше, в ряде отчетов и технических документах стран ЕС рассматриваются вопросы интегрированной оценки риска для биоты и человека [14, 22, 23].

В РФ также поставлены задачи реформирования законодательства в области охраны окружающей среды с учетом принципов, принятых в странах ЕС. В Федеральном законе РФ «Об охране окружающей среды» дается определение экологического риска: «экологический риск – вероятность наступления события, имеющего неблагоприятные последствия для природной среды и вызванного негативным воздействием хозяйственной и иной деятельности, чрезвычайными ситуациями природного и техногенного характера» [89].

1.2.2 Научные достижения при оценке экологического риска в условиях химического загрязнения окружающей среды

Несмотря на активное развитие направления оценки риска как в нашей стране, так и за рубежом, в настоящее время не существует единой методологии оценки экологического риска. В связи с этим при выполнении научных исследований в области экологических рисков возникают различные противоречия, как в терминологическом аспекте, так и в подходах оценки.

Учитывая принятые рамочные соглашения [90, 91] и законы (ФЗ от 10 января 2002 г.) в области охраны окружающей среды оценка экологического риска может быть представлена как процедура выявления стрессовых факторов для экосистемы и оценки их вероятного негативного воздействия на живые организмы. При этом, как предлагается U.S. EPA [91], алгоритм оценки риска состоит из следующих основных этапов:

— формулирование проблемы, т.е. определение цели, задач, объекта исследования, разработка плана исследования;

— анализ риска, который предполагает определение времени воздействия стрессора на изучаемый объект, а также анализ влияния воздействия с последующим выявлением экологических эффектов;

— характеристика риска предусматривает изучение зависимости «доза – эффект» и дальнейшую оценку риска с учетом вероятности наступления неблагоприятного эффекта для экосистемы.

Вышеуказанный алгоритм находит применение в научных исследованиях. Например, Степанова Н.Ю. в своем исследовании предлагает алгоритм оценки экологического риска для Куйбышевского водохранилища, включающий следующие этапы: формулирование проблемы, анализ ситуации, характеристику риска и совершенствование управления водохозяйственной деятельностью [26]. При этом автор поднимает вопрос о недостатке работ в области оценки экологического риска для природных экосистем, в частности для водохранилищ, как сложно организованных систем. Также подчеркивается, что работы в области оценки экологических рисков в основном выполняются по отношению к отдельным компонентам водных экосистем, например, донным отложениям. Эта научная проблема поднимается и в работе [92], где обсуждаются два подхода к оценке экосистемного риска. Первый из них основан на оценке риска с учетом отдельных видов живых организмов – критических компонент экосистемы [21], и дальнейшей экстраполяции на экосистемный уровень. Второй подход предполагает саму экосистему в качестве реципиента при оценке риска.

Следует отметить, что большинство работ выполнено на основании методологии первого подхода [24], а в качестве критических компонент выступают, например охраняемые виды [93], виды – эдификаторы [94]. Такое сложившееся положение может быть обосновано недостаточным развитием подходов к оценке воздействия стрессорных факторов на экосистемном уровне [21, 24, 95], в то время как исследования по оценке риска с учетом отдельных

компонент экосистемы и стрессовых факторов воздействия достаточно многочисленны [96–99].

При этом количественные методы оценки негативного воздействия на экосистемном уровне находятся в стадии становления [24, 92]. В связи с этим на данный момент можно отметить немногочисленность работ в области оценки экологического риска по сравнению с оценкой риска для здоровья населения.

Обзор некотоых исследований в области оценки экологических рисков представлен в статье Дмитриева В.Г. [40]. Примером разработки метода оценки экологического риска для водоема является работа [26], в которой автор предлагает экспериментально-расчетный способ при определении индекса экологического статуса для Куйбышевского водохранилища. При этом в качестве критических компонент экосистемы выступают донные отложения, фитопланктон, зоопланктон, бентос и некоторые виды рыб.

В исследовании [100] представлен качественный подход при оценке экологического риска для экосистемы реки на основании методологии, которая включает четыре этапа: выявление источника риска – обыкновенная гамбузия (*Gambusia affinis*); обоснование критических компонент экосистемы – несколько видов рыб, включая местного пескаря; оценку воздействия гамбузии на критические компоненты; оценку риска.

Одним из недостатков существующих методов в области оценки экологических рисков, помимо ограниченного количества критических компонент реципиентов воздействия, являются узконаправленные исследования в отношении источников воздействия, т.е. проводится оценка риска одного или нескольких загрязняющих веществ на ограниченное число критических компонент [40, 101]. Для развития этого вопроса авторы работы [101] предлагают метод оценки экологического риска на региональном уровне, который предполагает учет, с одной стороны, практически всех существующих для конкретного региона источников воздействия, с другой, – множество объектов воздействия. Разработанный метод является более масштабным, нежели предложенный U.S. EPA [54] и состоит из десяти этапов. В вышеуказанном исследовании оценка

риска проведена для поверхностных водных объектов Южной Африки. Предложенная методология оценки риска предусматривает картирование изучаемой территории с учетом экологических условий обитания представителей биоты, построение концептуальной модели, учитывая складывающуюся экологическую обстановку в регионе на момент исследования и оценку относительного риска. Риски оцениваются в рамках детерминистского подхода на основании ранговых оценок. Однако авторы работы [102] негативно относятся к методам ранжирования при оценке рисков, т.к. ранжирование, по их мнению, может приводить к неадекватной оценке ввиду потери информации на границах рангов. Это, в свою очередь, подтверждает несогласованность существующих методов оценки экологического риска.

Следует отметить, что применение детерминистских методов при оценке экологического риска, которые, например, утверждены в руководствах США, подвергается критике. С одной стороны, детерминистский подход при оценке риска является актуальным [40], что также отражено в техническом отчете [88]. Оценка экологического риска осуществляется по критерию PEC/PNEC. При этом PEC является расчетной величиной (с учетом теоретических данных), а PNEC – экспериментально полученная концентрация. Разработаны следующие критерии оценки риска для окружающей среды [60]:

$PEC/PNEC \leq 0.1$ – несущественный риск;

$0.1 < PEC/PNEC \leq 1$ – низкий риск;

$1 < PEC/PNEC \leq 10$ – средний риск;

$PEC/PNEC > 10$ – высокий риск.

С другой стороны, в руководстве [103] отмечается, что детерминистские методы не могут обеспечить точность оценки и учесть кумулятивный эффект источников неопределенности, что достижимо для вероятностного подхода. Кроме того к вероятностным методам необходимо обращаться ввиду того, что оценка риска проводится для сообщения научной информации в доступной форме лицам, которые принимают дальнейшие решения [40].

Следует также отметить, что нерешенным остается вопрос интеграции методов оценки риска, в сферу которой можно отнести гармонизацию оценки риска для здоровья населения и экологического риска; учет взаимодействия техногенных стрессовых факторов и природных условий (климатических, геоморфологических и др.); требования к реципиентам воздействия и критическим компонентам экосистем; экстраполяцию экспериментальных данных с видового на популяционный и экосистемный уровень; внедрение количественных методов оценки экологического риска.

1.2.3 Развитие экоцентрической концепции радиационной защиты

Длительное время при рассмотрении вопросов радиационной защиты господствующей являлась антропоцентрическая концепция, суть которой сформулирована в Публикации 26 МКРЗ [72] и отражена в Публикации 60 МКРЗ [104]: «Комиссия считает, что нормы контроля окружающей среды, необходимые для защиты человека в той мере, которая в данное время признается желательной, обеспечат безопасность и других биологических видов, хотя случайно их отдельным особям может быть причинен вред, но не до такой степени, которая представляла бы опасность для всего вида или нарушала бы баланс между видами». Итак, антропоцентрическая парадигма предполагает защищенность биоты от радиационного фактора, если защищен человек. Однако антропоцентрический принцип подвергается критике, в частности в работах [74, 105, 106], и проводятся многочисленные исследования, в которых антропоцентризм ставится под сомнение. Таким образом, в настоящее время происходит смена парадигм: антропоцентрический принцип защиты окружающей среды от радиационного фактора воздействия предлагается заменить экоцентрическим [5, 9, 107, 108].

Отмечается, что существуют или могут складываться ситуации, при которых дозы облучения объектов биоты могут быть выше, чем дозы для человека в идентичных радиоэкологических условиях [6, 74, 109 – 111]. При этом

многие исследователи отмечают необходимость гармонизации санитарно-гигиенического и экоцентрического принципов нормирования радиационного фактора воздействия.

Изучению воздействия радиационного фактора на биоту в последние десятилетия посвящены многочисленные международные проекты, среди которых [30]:

- 2000 – 2003 гг.: EPIC (Environmental Protection from Ionising Contaminants) – защита окружающей среды от ионизирующих загрязнителей в Арктике;
- 2000 – 2004 гг.: FASSET (Framework for assessment of environmental impact) – система для оценки экологического воздействия;
- 2003 – 2007 гг.: EMRAS (Environmental Modelling for Radiation Safety) – экологическое моделирование радиационной безопасности (программа МАГАТЭ);
- 2004 – 2007 гг.: ERICA (Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management) – риск для окружающей среды от ионизирующей радиации: оценки и менеджмент;
- 2006 – 2008 гг.: PROTECT (Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context) – защита окружающей среды от ионизирующих излучений в контексте регулирования
- 2009 – 2011 гг. EMRAS II;
- 2012 STAR (Strategy for Allied Radioecology) – стратегическая программа исследований в радиоэкологии.

Выполняемые проекты были направлены на создание баз данных о радиационных эффектах на биоту; обоснование референтных видов для проведения радиобиологических и радиоэкологических исследований; разработку новых и усовершенствование существующих методов дозиметрии в рамках решения проблем радиационной защиты биоты; разработку методов оценки радиационного экологического риска; определение приоритетов в радиоэкологических исследованиях.

Следует отметить, что весомый вклад в развитие радиационной безопасности как человека, так и окружающей среды внесла работа МКРЗ, которая была основана в 1928 г. и постоянно развивает и совершенствует принципы радиационной защиты. В связи с возрастающей необходимостью изучения воздействия ионизирующего излучения на окружающую среду, МКРЗ была инициирована разработка программы исследований, направленных на создание единых методологических подходов оценки воздействия радиационного фактора на представителей флоры и фауны. В рамках программы должны быть изучены особенности формирования дозовых нагрузок у представителей биоты, изучены зависимости «доза – эффект» с дальнейшей оценкой последствия воздействия радиационного фактора на биоту [12]. В 2000 г. МКРЗ сформировала Рабочую группу для создания специальной программы в рамках развития концепции радиационной защиты окружающей среды. Результаты исследований Рабочей группы легли в основу Публикации 91 МКРЗ «Рамочная программа разработки системы оценки радиационных эффектов у представителей флоры и фауны, за исключением человека» [112]. В Публикации 91 предложена стратегия защиты представитилей биоты, а также подчеркивается необходимость исключить расхождение подходов изучения воздейсвтия радиационных факторов на биоту, предлагаемых разными странами. Развитие программа, разрабатываемая Рабочей группой, получила в Публикации 108 МКРЗ «Защита окружающей среды: концепция и использование референтных животных и растений» [1], где был представлен раздел «Защита окружающей среды». В Публикации 108 МКРЗ предложена концепция RAPs – reference animals and plants, «условных (референтных) животных и растений». Также в Публикации приводятся требования к RAPs, к которым относятся [1]:

— достаточное количество радиобиологической информации по виду, в том числе данные о радиационных эффектах;

— пригодность вида для будущих радиобиологических исследований;

— типичность вида для конкретной экосистемы;

— широкая географическая изменчивость;

— биоаккумуляция радионуклидов;

— продолжительный жизненный цикл для адекватной оценки общей дозы, мощности дозы, а также оценки зависимости «доза – эффект»;

— простая геометрия тела для моделирования воздействия радиации;

— возможность идентификации радиационных эффектов на организменном уровне;

— имеют форму общественного и политического резонанса.

Следует отметить, что предложенный МКРЗ набор RAPs, в который вошли представители водных экосистем (краб, бурая водоросль, форель, камбала, лягушка, утка), наземных экосистем (злаковое растение, сосна, дождевой червь, крыса, олень, пчела) является достаточно дискуссионным. Несомненно, предложенный набор видов отвечает требованиям, которые сформулированы Комиссией по отношению к референтным животным и растениям. Однако в конкретных радиоэкологических условиях, складывающихся в разных климатических зонах, применение набора RAPs не всегда адекватно может отражать особенности функционирования природных экосистем. При этом МКРЗ отмечает в Публикации 108, что предложенный набор не является окончательным и рекомендует обосновывать и другие виды, которые отвечают требованиям к RAPs. Также в Публикации 108 приводится метод расчета коэффициентов пересчета доз для RAPs; данные по радиационным эффектам и их применение для RAPs; особенности оценки эффектов в значениях референтных уровней, установленных с учетом соответствующих факторов; сравнение дозиметрических методов.

Дальнейшее развитие экоцентрического подхода МКРЗ представила в Публикации 114 [2], где проанализированы факторы накопления радионуклидов для RAPs и представлены значения параметров накопления, которые необходимы при определении дозы облучения RAPs.

Следует отметить, что с учетом публикаций МКРЗ [1] и НКДАР ООН [113], а также монографии [12] можно представить более расширенный список референтных видов для оценки радиационного воздейсвтия: наземное насекомое,

пчела, травянистое растение, дерево (сосна), наземная улитка, дождевой червь, наземные амфибии (лягушка, уж), утка, наземные млекопитающие (мышь, олень/косуля), макроводоросли, рыба (пелагическая и бентическая), моллюски, водные млекопитающие.

Обобщение материалов Публикаций 103, 108, 114 МКРЗ, которое предполагает разработку, апробацию и внедрение методов защиты окружающей среды при радиационном воздействии, приведено в Публикации 124 МКРЗ [3].

Также в 2014 г. опубликованы международные основные нормы безопасности [114], где отмечается необходимость подтверждать защиту окружающей среды от воздействия ионизирующего излучения.

Требования защиты окружающей среды от радиационного воздействия в РФ закреплено на законодательном уровне, что отражено в ФЗ «Об охране окружающей среды» (ФЗ, 2002). Однако в большинстве стран, в том числе и в России, в отношении радиационной защиты биоты отсутствует четко сформулированная методологическая, нормативная база [12], что в свою очередь обосновывает необходимость дальнейших исследований для развития экоцентрической концепции радиационной защиты в нашей стране. При этом не следует забывать о том, что антропоцентрическая и экоцентрическая концепции дополняют друг друга, поэтому при дальнейшем совершенствовании методологической базы радиационной защиты логично рассматривать эколого-антропоцентрический дуализм, о котором упоминается авторами работы [30]. Следует отметить, что российские ученые плодотворно работают в данном направлении, что находит отражение в коллективной монографии [12] специалистов ИБРАЭ РАН, НПО «Тайфун», МРНЦ им. А.Ф. Цыба, ВНИИРАЭ, НИИ ЭЧ и ГОС им. А.Н. Сысина, НТЦ ЯРБ Ростехнадзора. Также следует выделить многочисленные Рекомендации по оценке радиационной безопасности окружающей среды, разработанные сотрудниками НПО «Тайфун» Росгидромета, включая Р -52.18.820-2015 «Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки», Р-52.18.852-2016 «Порядок расчета контрольных уровней содержания

радионуклидов в морских водах», Р-52.18.853-2016 «Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в пресной воде и почве», Р-52.18-863-2017 «Методика определения радиационного фона по данным мониторинга радиационной обстановки» и др.

1.2.4 Допустимые уровни радиационного облучения биоты

Актуальной проблемой при развитии экоцентрического принципа радиационной защиты является обоснование безопасных уровней облучения биоты. Учитывая многообразие научных работ и руководящих документов по радиационной безопасности окружающей среды, в настоящий момент нет единого общепринятого критерия безопасности для представителей флоры и фауны. Например, в рамках проекта ERICA рекомендован безопасный предел 10 мкГр/час, который предназначен для всех групп организмов [29]. В рамках проекта PROTECT также определена безопасная граница облучения для растений и животных, которая составляет 10 мкГр/ч или 0.24 мГр/сут [30]. МКРЗ в Публикации 108 [1] дифференцирует представителей биоты и рекомендует следующие безопасные уровни воздействия ионизирующего излучения: для млекопитающих, позвоночных животных и сосны обыкновенной – 0.1 – 1.0 мГр/сут, а для растений и беспозвоночных животных – 1 – 10 мГр/сут, с учетом коэффициента запаса 10.

Ранее дифференцированный подход был предложен, например, комиссией по ядерной безопасности Канады [37]: для беспозвоночных животных критический уровень хронического радиационного воздействия составляет 2 Гр/год, для млекопитающих, водорослей, высших водных и наземных растений – 1 Гр/год; для рыб – 0.2 Гр/год, Министерством энергетики США [34]: для водных животных и наземных растений дозовым пределом является 10 мГр/сут, а для наземных животных – 1 мГр/сут.

Шкала дозовых нагрузок на биоту, при которых возможно проявление радиационных эффектов в природных популяциях, разработана Поликарповым Г.Г. [31] и включает шесть зон в зависимости от мощности дозы облучения:

— < 0.01 – 0.4 мГр/год: условная зона неопределенности;

— 0.4 – 5 мГр/год: зона радиационного благополучия;

— 5 – 50 мГр/год: зона физиологической маскировки;

— 50 – 400 мГр/год: зона экологической маскировки;

— 4000 – > 3000000 мГр/год: зона явного действия;

— >>МГр/год: «Радиационный порог гибели биосферы».

Также следует отметить шкалу проявления радиационных эффектов в зависимости от уровня хронического облучения в диапазоне от 10^{-6} до 1 Гр/сут (Таблица 1), составленную Крышевым И.И. и Сазыкиной Т.Г. на основании анализа более 400 научных публикаций [28].

Таблица 1 – Шкала радиационных эффектов на биоту в зависимости от мощности дозы хронического облучения [28]

Мощности дозы хронического облучения, Гр/сутки	Радиационные эффекты у представителей разных групп организмов
10^{-6} - 10^{-5}	Естественный радиационный фон
10^{-5} - 10^{-4}	Нет достоверных данных об эффектах
$10^{-4} – 5 \cdot 10^{-4}$	Небольшое увеличение цитогенетических эффектов. Стимулирующее воздействие на чувствительные виды организмов.
$5 \cdot 10^{-4} – 0.002$	Пороговые уровни появления эффектов на состояние здоровья (увеличение заболеваемости) у позвоночных организмов,
0.002 – 0.005	Пороговые уровни появления радиационных эффектов на воспроизводительную систему у позвоночных, снижение выживаемости эмбрионов
0.005 – 0.01	Пороговые уровни для снижения продолжительности жизни у позвоночных животных Пороговые уровни для появления радиационных эффектов у беспозвоночных животных. Снижение роста у хвойных деревьев

Продолжение Таблицы 1

0.01 – 0.1	Сокращение продолжительности жизни позвоночных животных, симптомы хронической лучевой болезни. Повреждения хвойных деревьев.
0.1- 1	Острая лучевая болезнь позвоночных животных. Гибель хвойных деревьев. Значительные повреждения яиц и личинок беспозвоночных животных.
>1	Острая лучевая болезнь у позвоночных животных с летальной дозой в течение нескольких дней. Повышенная смертность икры и личинок беспозвоночных организмов. Гибель хвойных и повреждение лиственных деревьев

В работе [115] приведена сводная таблица уровней облучения, рекомендуемые МКРЗ [1, 112], МАГАТЭ, НКДАР ООН, CNSC, ERICA, для ограничения радиационного воздействия на представителей наземных и водных экосистем. При анализе рекомендуемых международными организациями безопасных пределов облучения биоты можно заключить, что минимальные уровни колеблются в пределах 4 – 40 мкГр/час.

Учитывая проанализированные в данном разделе рекомендации в области существующих значений допустимых уровней радиационного облучения биоты, можно утверждать, что до настоящего времени не принято единого критерия оценки безопасности биоты.

1.2.5 Современные тенденции при оценке радиационного экологического риска

В отличие от концепции радиационного риска для человека, которая предполагает стохастическое беспороговое действие ионизирующего излучения, экологический риск оценивается на основе порогового действия радиации [28, 116, 117]. Оценка экологического риска предполагает переход от многочисленных параметров радиационной обстановки к интегральному показателю – уровню экологического риска, который характеризует качество окружающей среды [30].

В основе оценки радиационных рисков лежат данные радиоэкологического мониторинга изучаемой территории. Следует отметить, что МКРЗ [1] был сформулирован принцип поэтапного анализа радиоэкологической обстановки. При этом первый этап предусматривает скрининговый анализ, который является предварительным. На данном этапе не проводится детальное обследование, осуществляется сравнение полученных данных с установленными предельными уровнями, выявляются ситуации, которые не требуют дальнейшего рассмотрения. Если наблюдается превышение контрольных уровней облучения, возникает необходимость выполнения второго и третьего этапов, в рамках которых проводится детальный анализ радиоэкологической обстановки. При этом отсутствие значимого экологического риска обуславливается не превышением допустимого уровня радиационного облучения биоты.

Существующие методы оценки экологических рисков можно классифицировать на детерминистские, вероятностные и интегральные вероятностные методы [12]. Вероятностные методы основаны на использовании распределения характеристики фактора воздействия на биоту. Оценка влияния радиационного фактора на биологический объект проводится посредством распределения поглощенной дозы облучения живого организма. При этом проводится оценка вероятности превышения порога воздействия и проявления радиобиологического эффекта. В свою очередь интегральные вероятностные методы предусматривают в качестве критерия риска распределение вероятности показателя чувствительности биологического объекта к ионизирующему излучению. Проводится оценка вероятности проявления радиобиологического эффекта при определенной (фиксированной) дозе облучения, которая возможно и ниже безопасного критерия [12]. Из немногочисленных работ, направленных на оценку радиационного риска вероятностными методами, можно выделить исследования Спиридонова С.И. [118].

Наиболее распространенным в настоящее время является детерминистский метод, отличающийся простотой реализации и предусматривающий оценку показателя, который определяется как отношение дозовой нагрузки к величине

критерия риска. Однако при реализации таких методов, как правило, не проводится учет неопределенностей, в связи с чем, отмечается низкая точность, приблизительность оценки риска.

Стоит отметить, что и в основу метод оценки радиационного экологического риска, предложенной МКРЗ в Публикации 108 [1], также положен детерминистский метод оценки. Метод основан на оценке безразмерного коэффициента опасности, который определяется следующим образом (1):

$$R_j = \frac{D_j}{RD}, \quad (1)$$

где Dj – мощность дозы облучения j-го референтного объекта биоты, Гр/сут; RD – контрольный уровень экологически безопасного облучения организмов биоты, Гр/сут.

Применение этого метода отражено в многочисленных работах, выполненных на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению после аварии на ЧАЭС, на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа, а также территориях расположения объектов ядерного топливного цикла [32, 33, 119].

Подобный метод применяется и в разработанном Департаментом энергетики США руководстве для оценки воздействия радиационно-опасных объектов на окружающую среду [34]. Оценка риска базируется на величине SOF (sum of fractions) и определяется по выражению (2):

$$SOF = \sum_{ij} \frac{C_{ij}}{BCG_{ij}}, \quad (2)$$

где C_{ij} – максимально измеренные активности i-го радионуклида в j-ом природном компоненте, DCG_{ij} – соответствующие предельные значения (Biota Concentration Guide). При этом если SOF превышает единицу, то необходимо переходить к детальным исследованиям с учетом сравнительного анализа удельных концентраций радионуклидов с предельными значениями; многочисленных параметров, которые оказывают влияние на формирование дозы облучения объекта биоты; а также – к разработке моделей, приближенных к реальным радиоэкологическим условиям. Следует отметить, что в последнее

время такой подход при оценке экологических рисков, в том числе радиационных, подвергается критике. Некоторые авторы считают, что сравнение величины, полученной для оценки риска, с единицей по сути является детерминистским подходом и противоречит интерпретации риска как меры величины и вероятности возникновения негативных последствий. Кроме того, при реализации такого подхода невозможен учет возможных вариантов превышения единицы, т.е. насколько значение SOF должно превышать единицу, на незначительную величину или несколько порядков, чтобы можно было утверждать о защищенности биоты [35–37].

Одним из наиболее развитых подходов при оценке радиационного экологического риска является разработанный под эгидой Европейской комиссии «Интегрированный подход к оценке и управлению рисками для природной среды, возникающими при воздействии ионизирующей радиации» [38] (далее по тексту «Интегрированный подход»). Этот подход сочетает применение детерминистских и вероятностных методов при оценке радиационных рисков. При этом «Интегрированной подход» сопровождается внедрением программного обеспечения ERICA Tool, базами данных по миграционным параметрам радионуклидов, по дозовым коэффициентам, по радиационным эффектам у референтных видов, а также системой принятия решений.

Оценка радиационного экологического риска «Интегрированным подходом» осуществляется посредством количественной оценки риска с учетом мощности дозы облучения референтных видов, миграционных особенностей дозообразующих радионуклидов, посредством сравнения рассчитанных доз с критическим уровнем облучения биоты [120]. Критическим уровнем хронического радиационного облучения экосистем является величина 10 мкГр/час.

«Интегрированный подход» – многоуровневый и состоит из трех этапов. Первый этап (скрининговый) основан на сравнении удельных активностей радионуклидов в природной среде с предельными уровнями EMLC (environmental media concentration limit). При этом возможно учесть содержание радионуклидов

только в воде, в почве, воздухе и донных отложениях. Это является одним из недостатков этого подхода, т.к. в большинстве случаев, например, для наземной биоты необходимо учитывать содержание радионуклидов в растительности. Также невозможен учет удельной активности инкорпорированных радионуклидов животными. Еще одним недостатком программного обеспечения является отсутствие возможности самостоятельного выбора критического организма, т.к. для каждого радионуклида критический организм выбирается автоматически из референтных видов, которые представлены в программе. Оценка радиационной безопасности в рамках первого этапа является консервативной и представляет собой сумму парциальных рисков (RQ) превышения EMLC для каждого радионуклида [37]. Радиационный риск неблагоприятных последствий для окружающей среды считается пренебрежимо малым, если RQ меньше единицы, т.к. мала вероятность превышения критического уровня для референтного вида. В том случае, если параметр RQ равен или превышает единицу, необходимо переходить ко второму этапу оценки, который заключается в расчете доз внутреннего и внешнего облучения для референтных видов. На данном этапе, в отличие от первого, для пользователя существует возможность корректировки параметров, необходимых для расчета, например, физико-химических параметров среды, коэффициентов распределения радионуклидов. Следует отметить, что также предусмотрен анализ неопределенностей оценки мощностей доз облучения и значений полученных RQ. Дальнейшее принятие решения зависит от результата сравнения значений RQ с единицей. На третьем этапе возможно задание статистических распределений для любых параметров и экспериментальных данных, что предусматривает использование вероятностного метода, в частности метода Монте-Карло. Следует отметить, что оцененные посредством программного обеспечения ERICA Tool удельные активности в организме референтного вида часто не согласуются с измеренными значениями [37], что может приводить к дальнейшим ошибочным оценкам радиационного риска.

Заключение к Главе 1

В настоящее время оценка риска является надежным аналитическим инструментом для определения факторов риска различного генезиса как для здоровья человека, так и для окружающей среды. Проблемой оценки риска в различных областях деятельности занимаются специалисты, как в государственных, так и в научных организациях. В свою очередь, работы в области оценки риска для здоровья населения находят своё официальное отражение и законодательное закрепление как в РФ, так и в других странах. При этом методы оценки риска для здоровья человека достаточно хорошо проработаны, научно обоснованы и в основном включают четыре этапа, а именно идентификацию опасности, оценку воздействия, оценку зависимости «доза – эффект» и характеристику риска. Основополагающим документом в нашей стране для оценки канцерогенного и неканцерогенного рисков для здоровья населения при химическом загрязнении окружающей среды является Руководство [13], в соответствии с которым выполнены на протяжении десятилетий многочисленные научные исследования в разных городах России. Несмотря на наблюдаемые общие тенденции в методологии оценки канцерогенных и неканцерогенных рисков, всё еще остается ряд дискуссионных вопросов. В частности, в последние годы авторский коллектив вышеуказанного Руководства указывает на необходимость его совершенствования в связи с развивающимся научным направлением в области оценки риска, а также рекомендациями Всемирной организации здравоохранения, Европейского союза и приводит в своих публикациях [121] предложения по переработке текста, добавления новых разделов и доработки терминологического аспекта. Остается нерешенным вопрос адекватного установления источников риска, например, каким образом можно учесть выбросы не только предприятий, расположенных в черте исследуемого населенного пункта, но и тех, которые расположены в близлежащих городах и тоже являются источниками загрязнения для изучаемой территории. Наиболее дискуссионным и менее развитым вопросом в области

оценки риска является разработка подходов к интегрированной оценке риска для человека и биоты.

В связи с всевозрастающей антропогенной нагрузкой на окружающую среду активное развитие получает научное направление, связанное с оценкой экологических рисков. В отличие от оценки риска для человека при оценке экологических рисков не существует единой методологии, нет согласованных методологических подходов, как у российских ученых, так и у зарубежных коллег. В связи с этим выполнение научных изысканий в области оценки экологических рисков вызывает множество противоречий, включая терминологический аспект, подходы к оценке и анализу риска, интерпретацию полученных оценок. При этом можно выделить ряд недостатков существующих методов оценки экологических рисков:

— в большинстве случаев оценка экологического риска не учитывает всю совокупность факторов воздействия на реципиент, особенности местоположения изучаемых экосистем, т.е. не берутся во внимание климатические, геоморфологические, физико-химические особенности природных сред;

— оценка экологического риска проводится с учетом ограниченного числа видов живых организмов, т.е. критических компонент экосистемы с дальнейшей экстраполяцией на всю экосистему, что приводит к неопределенностям высокого уровня из-за отсутствия адекватных методов этой экстраполяции;

— узконаправленность исследований источников воздействия на представителей биоты, т.е. оценка риска в условиях многокомпонентного загрязнения окружающей среды учитывает всего одно или несколько загрязняющих веществ, исключает эффект синергизма или, наоборот, антагонизма;

— количественные методы оценки экологического риска находятся в стадии становления;

— существующие методы оценки экологических рисков в основном предполагают детерминистские, а не вероятностные подходы оценки, включая ранговые оценки, сравнение с установленной критической величиной или

единицей. Данные подходы могут привести к ошибочной оценке риска, т.к. ранговая оценка приводит к потерям информации на границах рангов, методы сравнения с критическими значениями (или единицей) не предусматривают даже размерность превышения этих значений (т.е. превышение должно быть на незначительные величины или на несколько порядков) для утверждения защищенности/незащищенности биоты.

Следует отметить, что развитие системы оценки радиационного экологического риска также сдерживается отсутствием единых методологических подходов и недостатком научной информации о биологических эффектах в натурных условиях. К дискуссионным аспектам при оценке радиационных рисков, включая и вышеуказанные для экологических рисков в целом, можно отнести следующее:

— рекомендованный МКРЗ набор «референтных животных и растений» для оценки радиационного воздействия на биоту является дискуссионным, ввиду чего необходимо обоснование и других видов, применение которых приведет к более точным оценкам в конкретных радиоэкологических, климатических, геоморфологических и др. условиях;

— не принят единый критерий безопасности биоты при воздействии радиационного фактора, учитывая многочисленные международные рекомендации диапазон минимального уровня воздействия достаточно широк: от 4 до 40 мкГр/час;

— выбор показателей для оценки радиационного воздействия на биоту также находится в стадии становления. В настоящее время МКРЗ предлагает следующие релевантные эффекты: смертность, заболеваемость, сниженная репродуктивная способность и некоторые формы хромосомных аберраций;

— установление зависимости «доза облучения – радиобиологический эффект» у представителей флоры и фауны, обитающих в условиях хронического облучения;

— метод оценки радиационных экологических рисков на основе безразмерного коэффициента опасности, предложенный МКРЗ, носит детерминистский характер

и, несмотря на его широкое применение в многочисленных научных исследованиях, подвергается критике, что обосновывает необходимость разработки подходов, основанных на вероятностных методах;

— рекомендованный международными организациями «Интегрированный подход», сопровождающийся программным обеспечением ERICA Tool, основан на интегрированной оценке детерминистскими и вероятностными методами. Однако широкое применение «Интегрированного подхода» в научных исследованиях позволяет выявить ряд недостатков, приводящих к необоснованным оценкам риска. Например, анализ радиоэкологической обстановки предполагает учет удельных активностей радионуклидов в воде, почве, воздухе и донных отложениях. При этом исключается учет содержания радионуклидов, например в растительности, а также инкорпорированных радионуклидов, что немаловажно при оценке дозовой нагрузки для наземных животных и растений. Невозможность самостоятельного выбора критического организма на первом этапе оценки также приводит к ряду неопределенностей. Оцененные посредством программы ERICA Tool удельные активности в референтном организме во многих исследованиях отличаются от измеренных, что также приводит к недостоверным оценкам риска.

Таким образом, в настоящий момент остается необходимость дальнейших исследований для развития экоцентрической концепции радиационной защиты. Следует отметить, что экоцентрическая и антропоцентрическая концепции дополняют друг друга, поэтому при дальнейшем совершенствовании методологической базы радиационной защиты логично рассматривать эколого-антропоцентрический дуализм, что в свою очередь приблизит к гармонизации и методы оценки риска для здоровья человека и экологических рисков.

Решение большинства вышеуказанных проблемных вопросов находит своё отражение в разработанном нами методе количественной оценки радиационных экосистемных рисков по критическим нагрузкам на экосистему. Результаты аналитического исследования представлены в обзорной статье [122].

Глава 2. Метод количественной оценки радиационных рисков по критическим нагрузкам на наземную экосистему

Анализ существующих методов оценки экологических рисков, в том числе радиационных, позволил нам разработать метод оценки экосистемных рисков на наземную экосистему в условиях радиоактивного загрязнения.

Следует отметить, что предлагаемый метод является логическим развитием современных методологических подходов к оценке экологических рисков. В основу предлагаемого метода положен метод критических нагрузок, который изначально был разработан для контроля атмотехногенного загрязнения [123] и получил своё дальнейшее развитие в научных исследованиях [11, 124, 125]. В качестве источника загрязнения в вышеуказанном методе рассматривается атмотехногенное химическое загрязнение экосистем, наземных или водных. При этом концепция основана на принципах биогеохимии и предполагает наличие пороговой концентрации поллютанта, при достижении которого может проявляться его неблагоприятное действие на экосистемы. Следует отметить, что концепция критических нагрузок в рамках оценки экологического риска с учетом химического загрязнения была нами апробирована для водной экосистемы. Объектом исследования являлась экосистема реки Протва, в пойме которой расположено хранилище радиоактивных отходов. При этом входными параметрами для оценки риска послужили данные экологического мониторинга и гидробиологических исследований, проводимых на протяжении нескольких лет. Метод и результаты оценки экологического риска для малой реки изложены в публикациях [126, 127].

В предлагаемой нами методике оценки радиационного риска в качестве приоритетного загрязнителя рассматривается радиоактивное загрязнение наземной экосистемы искусственными радионуклидами, а в качестве путей миграции – почва и грунтовые воды, что является как новшеством, так и развитием методов оценки экологических рисков на основании критических нагрузок. Предлагаемый метод апробирован на территории расположения

хранилища РАО, разгерметизация одной из емкостей которого привела к радиоактивному загрязнению как наземной экосистемы, так и водных объектов.

Метод оценки радиационного экосистемного риска по критическим нагрузкам включает следующие классические этапы:

1. идентификация опасности;
2. выявление референтных видов и показателей;
3. определение и анализ критических нагрузок на основе построения зависимостей «доза - эффект» в градиенте нагрузки;
4. оценка экологического риска по критическим нагрузкам и анализ функций риска;
5. анализ неопределенностей в оценке экологического риска.

При этом в предлагаемом методе применяются методические подходы, ранее не рассматриваемые в рамках оценки радиационных рисков.

Первый этап – идентификация опасности – предполагает определение реципиента воздействия, фактора экологической опасности и оценку экспозиции. Учитывая возможное смешанное (радиоактивное и химическое) загрязнение экосистем изучаемой территории, на данном этапе необходимо провести комплексные мониторинговые работы и установить звенья между источником загрязнения и реципиентом воздействия.

В данной работе на основании многолетних (2010 – 2017 гг.) данных экологического мониторинга, который основан на анализе химического и радиоактивного загрязнения почвы и водных объектов (грунтовая вода, ручей, болото) изучаемой территории, установлен реципиент воздействия – наземная экосистема, фактор экологической опасности – ^{90}Sr и величины удельной активности радионуклида в системе «почва – растительность – наземный моллюск». Следует отметить, что основными путями воздействия на наземную экосистему является миграция радионуклидов посредством грунтовых и поверхностных вод изучаемой территории.

Второй этап метода оценки экологического риска направлен на выявление референтных видов и показателей. Учитывая рекомендации МКРЗ [1], в качестве

референтного вида можно рассматривать один из видов, предлагаемых Комиссией. Однако, как было подчеркнуто при анализе литературных источников, применение предложенного МКРЗ набора RAPs не всегда дает адекватные оценки в разных климатических зонах и радиоэкологических условиях. Необходимо обосновывать референтные виды с учетом региональных особенностей изучаемых территорий. В связи с этим новшеством предлагаемого метода является обоснование и применение наземного моллюска *F. fruticum* M. в качестве референтного вида. Также предложен термин «референтный показатель», изменение которого носит пороговый характер, а пороговое значение выступает в качестве критической нагрузки, что ранее не рассматривалось ни при оценках радиационных рисков, ни при развитии метода критических нагрузок.

В качестве референтных показателей для наземной экосистемы, подвергшейся радиоактивному загрязнению ^{90}Sr, в данной работе рассматриваются морфологические показатели, уровень белков-МТ в мягких тканях *F. fruticum* M., показатели накопления ^{90}Sr в системе «почва – крапива – наземный моллюск», а также ферментативную активность почв. При этом вышеуказанные референтные показатели обосновываются экспериментальным путем в натурных условиях. Следует отметить, что применение предложенных нами «референтных показателей» не исключает анализ в призме критических нагрузок как релевантных эффектов, предложенных МКРЗ [1], так и других эффектов. При этом в качестве критической нагрузки возможно было бы рассматривать и критерий радиационной безопасности биоты, однако, как было подчеркнуто в Главе 1, до настоящего времени общепринятого критерия не существует.

Третий этап оценки рисков основан на определении и анализе критических нагрузок на основе построения зависимостей «доза – эффект» в градиенте нагрузки. С точки зрения пошаговой оценки радиационных экосистемных рисков данный этап является наиболее дискуссионным, что

связано с оценкой дозовой нагрузки на референтные виды и определением критерия радиационной безопасности.

Анализ многочисленных работ, направленных на оценку мощности дозы облучения биоты, позволил установить несовершенство общепринятых методов, которые рекомендует МКРЗ, что обосновывает необходимость проведения дозиметрических расчетов с учетом определенных входных параметров. В предлагаемом методе мощность поглощенной дозы облучения наземного моллюска оценивается посредством разработанных схем проведения дозиметрических расчетов, с учетом обоснованных входных параметров источника и приемника излучения с применением программной среды MCNP5 на основе уравнений переноса излучения методом Монте-Карло.

Определение критической нагрузки является также дискуссионным вопросом, т.к. в международной практике оценка радиационного риска для биоты проводится с учетом критериев радиационной безопасности, что может приводить к существенным неточностям ввиду отсутствия единого критерия. В разработанном методе в качестве критической нагрузки рассматривается радиационно-индуцированное изменение конкретного референтного показателя. Таким образом, применение метода определения критической нагрузки на референтные показатели референтного вида является одним из возможных вариантов решения проблемы оценки радиационного экологического риска.

Оценка экологического риска по критическим нагрузкам и анализ функций риска является следующим этапом оценки экологического риска, где применяются как детерминистские, так и вероятностные методы. Количественная оценка экологического радиационного риска проводится посредством алгоритма, за основу которого принята концепция оценки экосистемных рисков на основе величин критических нагрузок поллютантов, предложенная в работах [123, 124, 128, 129] для атмотехногенного загрязнения.

Оценка рисков проводится посредством расчета и пространственного анализа величин превышений критических нагрузок.

Для этого необходимо построить функцию распределения площади по величине экспозиции, а затем по значению безопасного уровня воздействия вычислить вероятность превышения этого уровня. Построение функции распределения в работе реализовано с использованием ГИС технологий.

Величина воздействия на экосистему оценивается в виде отношения площади исследуемых участков, характеризующихся превышением критических нагрузок, к общей площади участков. Таким образом, выявляется доля площади, которая имеет превышение критических нагрузок. На основании значений *Np* (превышение критической нагрузки) рассчитывается вероятность их превышения: $P_i(N_p)>0$.

Площади исследуемых участков с превышением критических нагрузок на биоту вычисляется посредством ГИС-технологий. Для каждого участка находится функция экологического риска (R_x), которая представляет собой распределение (3):

$$R_x = F(M) = P(p_x < M), \quad (3)$$

где P – вероятность; p_x – случайная величина, характеризующая относительную площадь области, имеющей превышение критических нагрузок ($M(N_p)>0$).

После этого рассчитывается экологический риск, представляющий собой комплексный показатель, характеризующий вероятность развития неблагоприятных изменений в состоянии экосистемы. Превышение критических нагрузок будет находиться в интервале: $[M_1;M_2]$, $(P=P_2-P_1)$.

За приемлемую величину для оценки радиационного риска на экосистемном уровне принят показатель 95%-ой защищенности экосистемы: приемлемым считается такой риск, при котором площадь с превышением критических нагрузок не превышает 5% от общей площади территории исследования. Выбор величины (95%) защищенности экосистемы базируется на методе критических нагрузок, который положен в основу предлагаемого метода [123], а также ряде исследованиях [24, 130].

Пятый этап метода – анализ неопределенностей в оценке экологического риска. Неопределенность результатов оценки экологического риска необходимо выявлять на каждом этапе оценки, что отражено в Главе 7 диссертации.

Предлагаемый метод отражен в методическом пособии [131] и в научных публикациях [122, 132 – 134].

Заключение к Главе 2

Метод количественной оценки радиационных экологических рисков по критическим нагрузкам на наземную экосистему является развитием существующих подходов к оценке риска. При этом учитывались и собственные разработки оценки риска на основании концепции критических нагрузок, апробированные для водной экосистемы р. Протва.

Метод основан на пяти классических этапах, включая идентификацию опасности; выявление референтных видов и показателей; определение и анализ критических нагрузок на основе построения зависимостей «доза - эффект» в градиенте нагрузки; оценку экологического риска по критическим нагрузкам и анализ функций риска; анализ неопределенностей. Следует отметить, что оценка экологического риска на основании критических нагрузок при загрязнении экосистем не атмотехногенным путем проводится впервые. Также новшеством предлагаемого метода является оценка радиационного фактора воздействия при анализе критических нагрузок. При этом в этапах выявление референтных видов и показателей; определение и анализ критических нагрузок на основе построения зависимостей «доза - эффект» в градиенте нагрузки предлагаются принципиально новые методы.

Следует отметить, что разработанный метод оценки радиационного риска исключает ряд существующих недостатков в современных подходах, указанных в предыдущей главе, включая следующие:

— максимально учитывается совокупность факторов воздействия на реципиент (наземную экосистему), включая климатические особенности изучаемой территории, смешанное (химическое и радиоактивное) загрязнение;

— входными параметрами для оценки риска являются экспериментальные, а не расчетные данные;

— применяются количественные методы оценки риска, основанные на детерминистских и вероятностных подходах;

— нет привязки к критерию безопасности биоты при воздействии ионизирующего излучения, оценка проводится посредством анализа критических нагрузок на чувствительный к загрязнению показатель биоты (референтный показатель).

Глава 3. Объекты и методы исследования

3.1 Экспериментальная площадка для проведения натурных радиобиологических и радиоэкологических исследований

Экспериментальной площадкой для проведения исследований является территория расположения регионального хранилища РАО ГНЦ РФ – ФЭИ им. А.И. Лейпунского на севере Калужской области, подвергшаяся радиоактивному загрязнению.

Сооружение расположено на территории г. Обнинска Калужской области в районе городских очистных сооружений на расстоянии ~1 км от промышленных площадок ГНЦ РФ – ФЭИ им. А.И. Лейпунского. Селитебная территория г. Обнинска находится в ~700 м на северо-восток от сооружения. Хранилище имеет санитарно-защитную зону внутри периметра железобетонного ограждения и зону наблюдения радиусом 5 км (Рисунок 1).

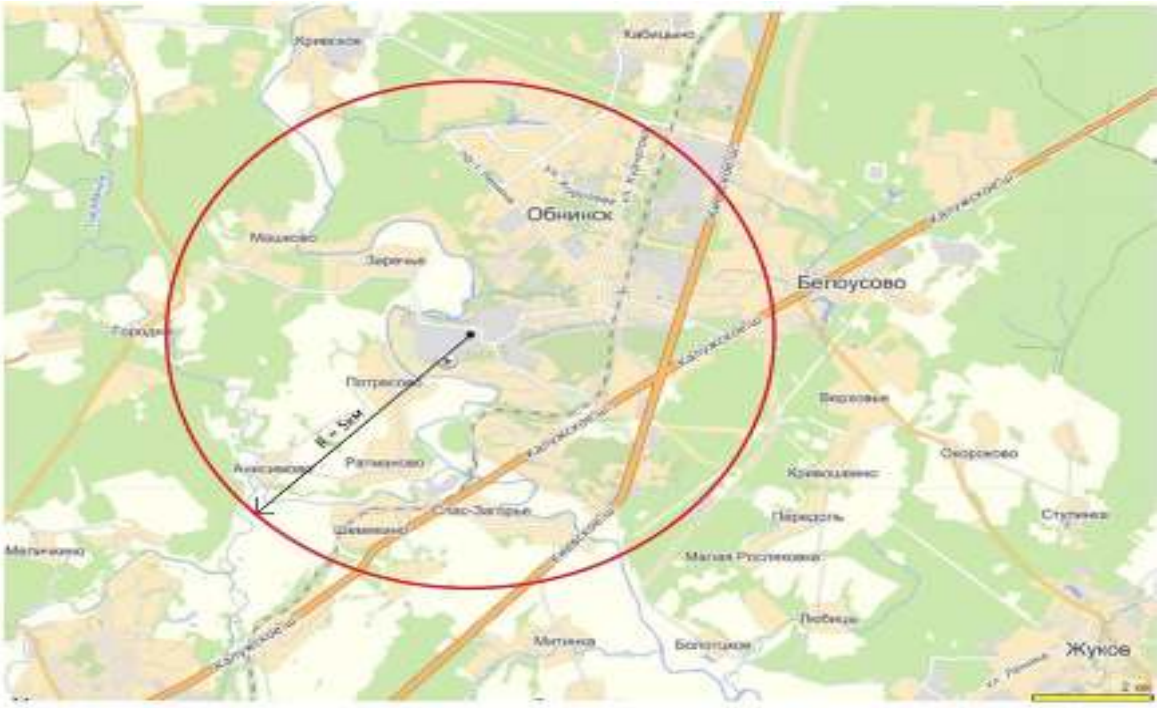


Рисунок 1 – Зона наблюдения ГНЦ РФ-ФЭИ

Хранилище РАО ГНЦ РФ – ФЭИ им. А.И. Лейпунского было создано в 1955 г. На территории объекта размещено 4 емкости траншейного типа (№№ 1, 2, 3 и 4), предназначенные для хранения твердых РАО и железобетонная емкость (№ 5) для сбора и хранения жидких РАО [135]. Заполнение емкостей хранилища велось до 1961 г., после чего оно было законсервировано и организованы наблюдения за радионуклидным и химическим составом подземных вод [135, 136]. Наблюдения за уровнем активности радионуклидов в наблюдательных скважинах хранилища с 1961 по 1998 гг. показывали соответствие фоновым значениям радиоактивности [137]. В период с 1998 по 1999 гг. обнаружено увеличение удельной активности ^{90}Sr в наблюдательных скважинах, что было объяснено проникновением поверхностных вод в одну из емкостей (№ 4). В связи с чем, емкость №4 вскрыли и обнаружили наличие щелей между плитами перекрытия и отсутствие гидроизоляции. Частично отсеки секции были заполнены водой, опробование которой показало, что объемная активность по ^{90}Sr составляла 5440 Бк/л, по ^{137}Cs – 450 Бк/л [137]. При переполнении емкости вода, загрязненная радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs, поступала за её пределы. При этом отмечалось загрязнение ^{90}Sr воды ручья, протекающего под склоном хранилища, и болота, образовавшегося на изучаемой территории. Объемная активность радионуклида в этих водных объектах достигала значений 1.3–13.4 Бк/л [138]. В 1999 – 2000 гг. был произведен ремонт емкости, из которой была откачана вода до уровня дна, устранена течь, восстановлена гидроизоляция, а также был создан барьер из глинистого сорбента (трепела) вдоль торцевой стены емкости № 4, который минимизирует миграцию радионуклидов на близлежащие территории [137, 138]. С 2015 г. хранилище находилось в стадии вывода из эксплуатации [136].

Общая площадь исследуемой территории составляет 0.54 га и ограничивается на севере ограждением хранилища РАО, учитывая, что загрязняющие вещества мигрируют от аварийной ёмкости по склону к реке Протва; на юге – образовавшимся естественным геохимическим барьером, который минимизирует дальнейшую миграцию ^{90}Sr на юг, что подтверждается

данными многолетнего мониторинга; на западе и востоке – строениями, которые также припятствуют дальнейшему распространению радиоактивного загрязнения. Площадь исследования была определена ареалом загрязнения ^{90}Sr почвы территории, который был установлен при многолетних радиоэкологических исследованиях.

3.2 Объекты исследования

Объектами диссертационного исследования являются почва, водные объекты исследуемой территории, наземные моллюски улитка кустарниковая (*F. fruticum* M.*)* и янтарка обыкновенная (*Succinea putris*), крапива двудомная (*U. Dioica* L.*).*

3.2.1 Почва

Как отмечено в работе [139], изучаемая территория расположена в средней части бассейна р. Протва на надпойменной террасе в пределах абс. отм. 131–145 м. Расстояние до реки составляет 1000–1200 м. В 100 м от границы хранилища РАО начинается пойма реки. Почвенный покров образован в основном дерново-подзолистыми почвами, формирующимися на покровных, делювиальных и моренных суглинках.

С учетом рельефа местности изучаемую территорию можно разделить на «верхнюю» (участки пробообора К1, К2, 1, 1b, 2a, 2d) и «нижнюю» часть (все участки пробоотбора, кроме тех, которые отнесены к «верхней части») (Таблица 2, Рисунок 2). Среднесуглинистый механический состав является преобладающим для почв «нижней части» изучаемой территории. Тогда как емкости хранилища заложены в хорошо дренируемых преимущественно песчаных отложениях (Таблица 2, 3).

Таблица 2 – Физико-химические свойства почв изучаемой территории

Показатель	Дерново-подзолистая супесчаная почва («верхняя» часть)	Дерново-подзолистая среднесуглинистая почва («нижняя часть)	Контрольный участок (К1)	Контрольный участок (К2)	Контрольный участок (К3)
pH(KCl)	6.27±0.05	6.12±0.02	6.03±0.04	6.01±0.02	6.09±0.03
Нг, мг-экв/100 г	1.74±0.02	2.6±0.1	1.97±0.02	1.97±0.02	1.97±0.02
ЕКО, мг-экв/100 г	68.3±2.4	101.2±2.3	68.12±3.36	82.6±5.7	98.1±4.3
P_2O_5, мг/100 г	9.3±0.2	11.7±2.2	9.4±0.01	10.4±0.1	10.8±0.1
Сод. обм. Ca^{2+}, мг-экв/100 г	2.1±0.1	3.4±0.9	2.5±0.3	1.5±0.1	3.5±0.2
Сод. обм. Mg^{2+}, мг-экв/100 г	0.10±0.02	0.3±0.1	0.10±0.01	0.15±0.01	0.20±0.01
Гумус, %	1.40±0.04	1.7±0.3	1.5±0.04	1.6±0.07	1.6±0.03
$C_{орг}$, %	0.75±0.03	0.9±0.1	0.76±0.02	0.82±0.03	0.87±0.02
ПВ, %	31.3±1.0	36.1±0.8	32.3±1.2	34.2±1.7	38.7±2.3
Фракция > 0,01 мм, %	75.5±3.0	62.1±2.8	75.1±2.7	68.2±3.4	60.5±5.7
Фракция < 0,01 мм, %	24.5±0.5	38.2±1.7	25.1±1.3	32.4±2.6	40.1±1.6

Таблица 3 – Описание литологической основы территории хранилища РАО [135]

Глубина, м	Характеристика породы
0 – 0.5	насыпной грунт
0.5 – 8.8	песок аллювиальный разнозернистый
8.8 – 11.7	песок аллювиальный мелкозернистый слабоглинистый
11.7 – 13.5	суглинок моренный с большим содержанием гравия и гальки
13.5 – 5.7	песок флювиогляциальный разнозернистый с галькой и гравием
15.7 – 16.8	гравийно-галечные и песчаные флювиогляциальные отложения

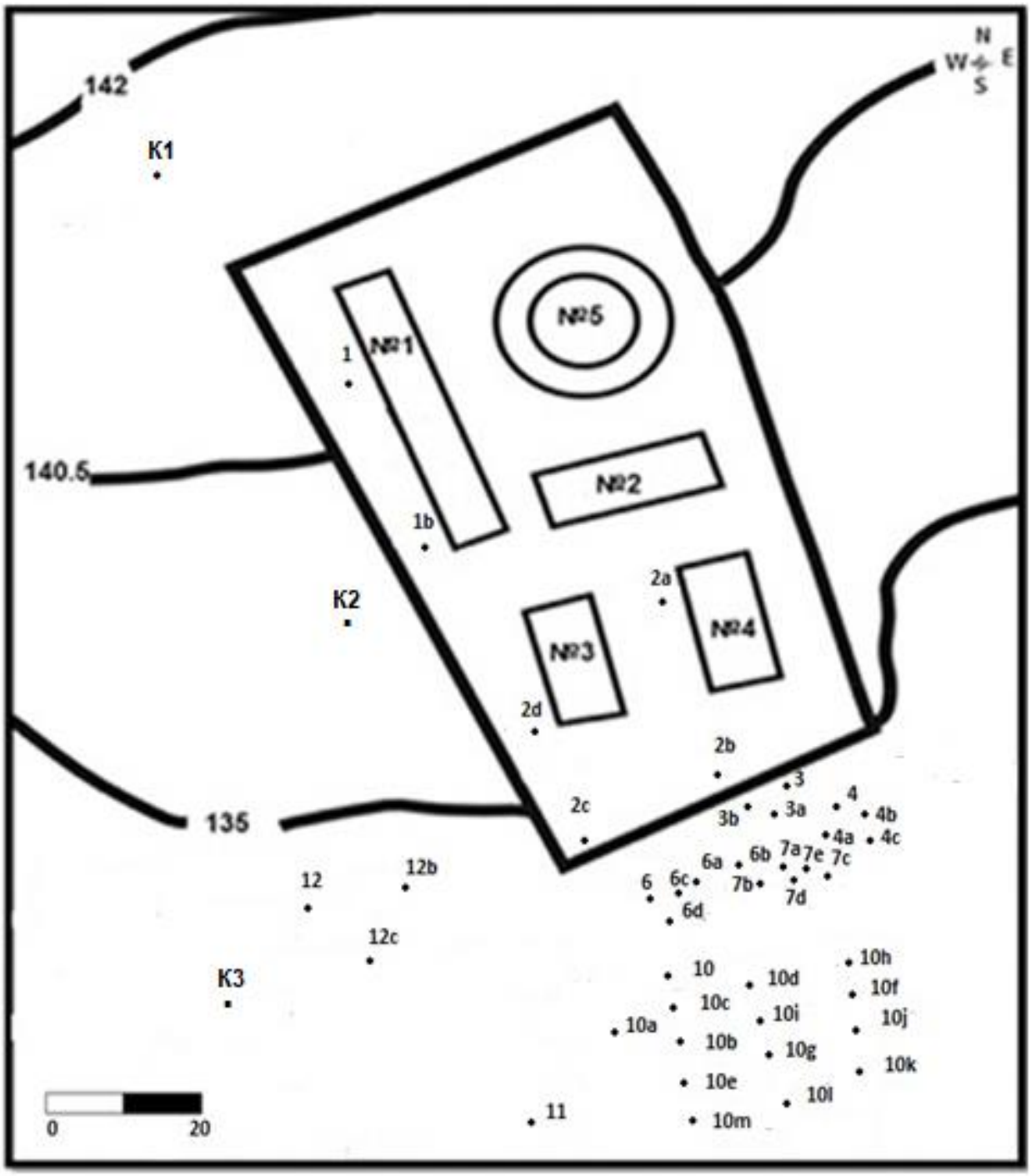


Рисунок 2- Карта-схема локальных участков пробоотбора

3.2.2 Наземные моллюски

Для исследования были отобраны два вида наземных моллюсков, которые обитают на экспериментальной площадке и являются доминирующими видами, а именно улитка кустарниковая (*F. fruticum* М.*)* и янтарка обыкновенная (*Succinea putris*).

Улитка кустарниковая *Fruticicola fruticum M.* (синоним *Bradybaena fruticum*) отнесена к классу брюхоногих, отряду лёгочных, подотряду стебельчатоглазые, надсемейству *Helicoidea,* семейству *Fruticicola,* виду *Fruticicola fruticum* (Рисунок 3).

Рисунок 3 – Улитка кустарниковая (*F. fruticum* M.)

Улитка кустарниковая является кубаревидной крупной улиткой, с шаровидной раковиной диаметром 6 – 25 мм, высотой 15 – 18 мм, шириной 18 – 22 мм. Раковина имеет окраску от серовато-белого до коричневого цвета. Данный вид широко распространен в умеренно-климатической зоне, в том числе в пойменных лесах Европейской части России, восточной границей видового ареала является Зауралье [140, 141]. Моллюск обитает в основном на зарослях крапивы и хмеля, в хвойных, лиственных, смешанных лесах в долинах рек, предпочитает влажные места. Обычно улитка располагается на листьях растений, иногда на стеблях, обычно рядом с погрызами, остающимися от ночного питания, но также на неповрежденных листьях. При недостатке влажности моллюск закупоривает вход в раковину эпифрагмой, впадает в анабиоз, прикрепившись к субстрату. Зимует улитка в состоянии анабиоза, закупоривая устье раковины

несколькими слоями засохшей слизи, на земле под листьями, под увядшей травой, в валежнике [140, 142].

Улитка кустарниковая питается растениями, предпочтительно кальциефильными, включая крапиву, мать-и-мачеху, хмель [140].

Данный вид является гермафродитом, половой зрелости особь достигает на второй-третий год жизни. Моллюск откладывает яйца в начале лета несколько раз по 10 – 15 штук. Инкубационный период зависит от температуры и может продолжаться от одного до двух месяцев [142].

Научная классификация янтарки обыкновенной (*Succinea putris*) подразумевает отнесение к классу брюхоногих, отряду легочных улиток, подотряду стебельчатоглазые, семейству янтарки, роду янтарки. Янтарка обыкновенная имеет тонкую продолговатую раковину с небольшим завитком (Рисунок 4).

Рисунок 4 – Янтарка обыкновенная (*Succinea putris*)

Цвет раковины янтарно-желтый. Морфологические показатели раковины: высота 1.6 – 2.2 см, ширина 0.8 – 1.1 см.

Обитает янтарка обыкновенная возле пресных водоемов, на влажных лугах, также может ползать по листьям водных растений и погружаться в воду [143].

3.2.3 Крапива двудомная

Вид крапива двудомная (*U. dioica*) в соответствии с научной классификацией отнесена к семейству крапивных, порядку розоцветных, классу двудольных, отделу цветковых.

Крапива является многолетним травянистым растением с мощным корневищем, высотой 60 – 200 см, покрыто жгучими волосками. Размножается растение семенами и вегетативно.

Крапива растёт на сырых лугах и в лесах, по берегам водоёмов, канавам, наибольшая плотность зарослей крапивы отмечается на богатых перегноем почвах, часто образует заросли – крапивники. Широко распространена во всех районах России, за исключением Крайнего Севера [144].

Крапива двудомная является кальциефильным растением, что обосновывает использование этого вида в качестве объекта исследования на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению ^{90}Sr.

3.2.4 Водные объекты

В рамках этапа идентификации опасности и установления основных путей воздействия на реципиент проведен радиологический и химический анализ проб грунтовой воды и воды поверхностных объектов. Грунтовая вода отбиралась из шести контрольных скважин (скважины 1, 4, 5, 7, 9, 10), оборудованных на территории расположения хранилища РАО возле емкостей с РАО (Рисунок 4). Поверхностные воды на изучаемой территории представлены ручьем и болотом. К югу от ограждения хранилища РАО образовалась заболоченность, куда происходит разгрузка поверхностных и грунтовых вод. Ручей протекает на притеррасном понижении в 50 м от хранилища РАО (Рисунок 5).

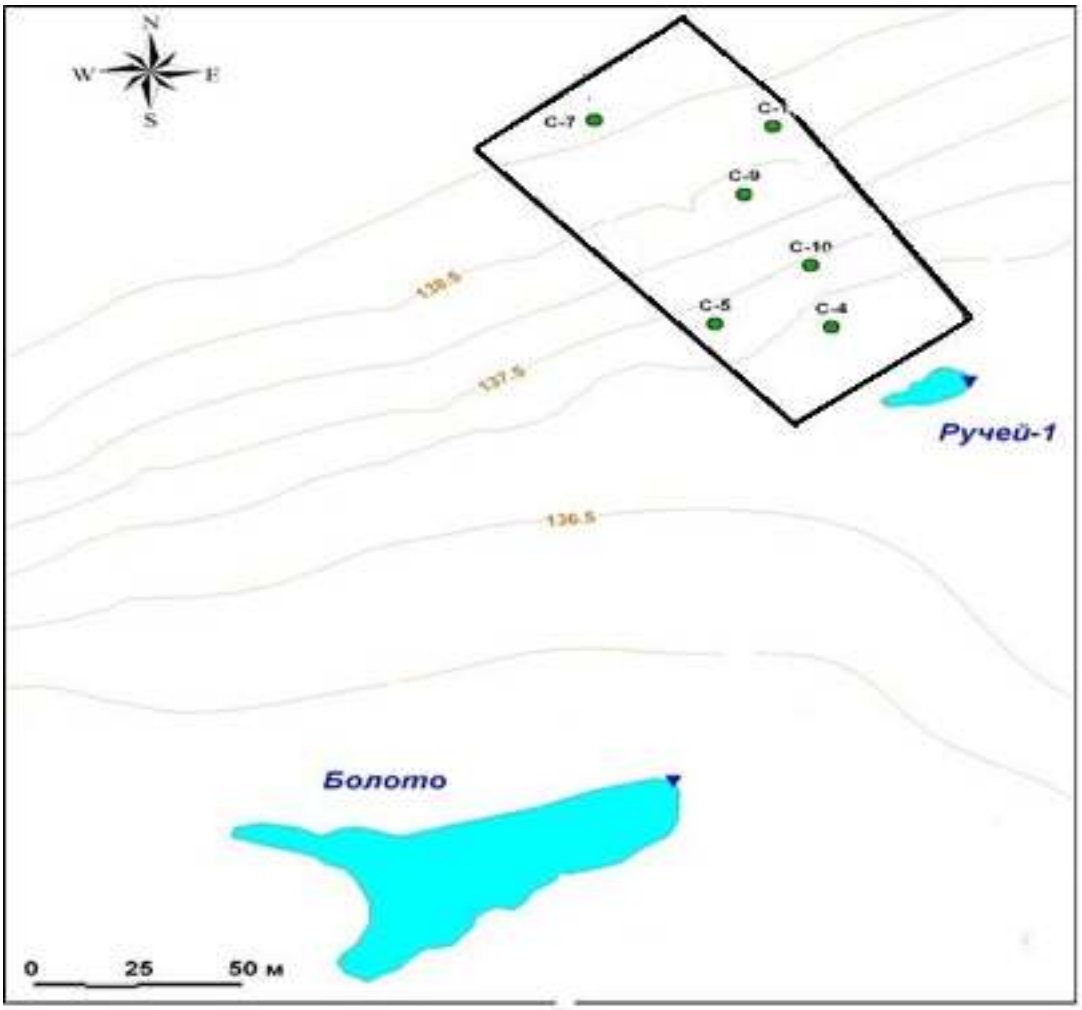


Рисунок 5 – Схема расположения точек опробования поверхностных вод и наблюдательных скважин в районе хранилища РАО

3.3 Методы исследования

3.3.1 Методы пробоотбора, пробоподготовки, анализа проб почвы

Отбор проб почвы осуществлялся в соответствии с [145, 146] с почвенного покрова методом конверта. Пробоотбор почвенных образцов осуществлялся на 44 локальных участках изучаемой территории (Рисунок 2). В качестве контроля выбраны три участка (К1, К2, К3) с удельной активностью ^{90}Sr в почве 1.83±0.02 Бк/кг, что соответствует фоновому значению на территории севера Калужской

области. Концентрация химических элементов в почве контроля (К1, К2, К3) однородна по сравнению с остальными локальными участками.

Пробоотбор верхнего 5-ти сантиметрового горизонта почвы за огороженной территорией объекта проводили ежегодно в период с 2010 по 2017 гг., на территории объекта в 2015 г. начались работы по выводу из эксплуатации объекта, что ограничило возможность проведения пробоотбора.

Первичная пробоподготовка образцов почв для определения удельной активности радионуклидов и концентрации химических элементов заключалась в следующем. Почву очищали от растительных остатков и различных включений, после чего доводили до воздушно-сухого состояния (Рисунок 6), подвергали измельчению и дальнейшему просеиванию через сито с диаметром отверстий 0.5 – 1.0 мм.

Рисунок 6 – Первичная пробоподготовка почвы

Концентрацию Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Co, Cd, Pb, Fe в почвенных вытяжках измеряли методом атомной эмиссии с индуктивно связанной плазмой (ICP AES Varian Liberty II, Австралия).

Активность ^{226}Ra, ^{228}Th, ^{137}Cs в пробах почвы измеряли методом полупроводниковой γ-спектрометрии с германиевым детектором (Canberra, Франция). Активность ^{40}K измеряли на сцинтилляционном спектрометре β-излучения «БЕТА-01С» (Россия) в соответствии со стандартной методикой [147]. Определение активности ^{90}Sr также проводили на сцинтилляционном β-спектрометре «БЕТА-01С» по стандартной методике определения содержания ^{90}Sr по β-излучению его дочернего радионуклида ^{90}Y в объектах окружающей среды с предварительным радиохимическим выделением ^{90}Sr [148].

Физико-химические свойства почв определяли согласно общепринятым методикам [149–151]: гранулометрический состав почв определяли пипеточным методом в варианте Н.А. Качинского, содержание гумуса – методом Тюрина, подвижные формы P_2O_5 – методом Кирсанова, емкость катионного обмена (ЕКО) – методом Бобко и Аскинази, pH(KCl) – потенциометрическим методом в суспензии почвы в 1М растворе KCl при соотношении твердой и жидкой фаз 1:2.5, гидролитическую кислотность – методом Каппена.

Формы нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs определяли методом последовательной экстракции [152]. Образцы почв подвергались 24-х часовым последовательным экстракциям:

1. дистиллированной водой (соотношение фаз 1:5) для извлечения водорастворимой формы радионуклидов;
2. 1М раствором CH_3COONH_4 pH 7.0 (соотношение фаз 1:10) для извлечения обменной формы радионуклидов;
3. 1н раствором HCl (соотношение фаз 1:10) для извлечения кислоторастворимой формы радионуклидов;
4. более концентрированными кислотами 3Н HCl для ^{137}Cs, 6Н HCl для ^{90}Sr в соотношении 1:10 для извлечения необменно сорбированной части радионуклида.

Удельную активность радионуклидов и концентрацию химических элементов в почве определяли в трехкратной повторности.

3.3.2 Определение ферментативной активности почв

Пробоподготовку почвенных образцов и определение ферментативной активности почв проводили согласно методике [153].

Для определения каталазной активности к навеске 1 г просеянной почвы, помещенной в колбу на 100 мл, добавляли 0.5 г $CaCO_3$. На дно помещали бюкс с 1.7 мл 10% H_2O_2. Навеска почвы смачивали 4 мл дистиллированной воды. Колбу плотно закрывали каучуковой пробкой, имеющей трубку, соединенную толстостенным каучуком через тройник, снабженный зажимом, с бюреткой. Последняя сообщается с грушей. Бюретка и груша заполняются водой, а уровень воды в бюретке и груше уравновешивается. Содержимое сосуда с H_2O_2 опрокидывали, колбу встряхивали на шейкере. Выделяющийся кислород вытесняет из бюретки воду, количество которого учитывали в течение минуты при комнатной температуре 20±2°С, посредством газометра. Активность каталазы выражается в $см^3$ O_2 / 1г почвы в мин.

Определение дегидрогеназной активности предполагает следующий алгоритм. Навеску воздушно-сухой почвы (1 г) помещали в пробирку, добавляли 10 мг $CaCO_3$, 1 мл 0.1 М раствора глюкозы, 1 мл 1% раствора 2,3,5-ТТХ и перемешивали. Пробирку помещали в анаэростат и откачивали воздух при разряжении 10 – 12 мм.рт.ст. в течение 2−3 мин. Затем инкубировали при 30°С в течение 24 ч. По истечении времени инкубации содержимое пробирок экстрагировали 25 мл этилового спирта. Полученный окрашенный раствор ТФФ колориметрировали на КФК-3 при длине волны 480 нм.

Количество образовавшегося ТФФ (в мг) рассчитывали по калибровочной кривой, построенной по стандартному раствору ТФФ в этиловом спирте в концентрации 0.1 мг в 1 мл.

Активность дегидрогеназы выражали в мг ТФФ на 10 г почвы за сутки по формуле (4):

$$X = \frac{A \cdot 25 \cdot 10}{l}, \qquad (4)$$

где *X* − количество ТФФ, мг; *25* – общий объем фильтрата, мл; *10* – пересчетный коэффициент веса почвы, г; *l* – произведение вносимых объемов глюкозы и ТТХ, мл; *A* – количество ТФФ, полученное по калибровочной кривой, мг/мл.

Для определения инвертазной активности в колбы емкостью 50 мл помещали 5 г воздушно-сухой почвы, добавляли 10 мл 5%-го раствора сахарозы, 10 мл ацетатного буфера (pH=4.7) и 5-6 капель толуола. Колбы закрывали пробками, встряхивали и помещали в термостат при температуре 30°С на 24 ч. После инкубации содержимое колб отфильтровывавали в 25 мл мерные колбы и доводили до метки. К 6 мл фильтрата добавляли 3 мл раствора сегнетовой соли и 3 мл раствора сернокислой меди, перемешивали и кипятили на водяной бане 10 мин. до появления красного осадка. Пробирки с раствором охлаждали, после чего отфильтровывали. Прозрачный фильтрат колориметрировали на КФК-3, используя светофильтр с длиной волны 630 нм.

Для получения калибровочной кривой готовят стандартный раствор глюкозы в воде в концентрации 6 г/л. Активность инвертазы выражают в мг глюкозы, образованной в 1 г почвы за 24 ч по формуле (5):

$$X = \frac{A \cdot 25}{5 \cdot 6}, \qquad (5)$$

где *X* – количество глюкозы, образовавшееся при гидролизе сахара, в пересчете на 1 г почвы за 24 ч, мг; *A* – количество глюкозы, полученное по калибровочной кривой, мг/мл; *5* – навеска почвы, г; 25 – общий объем фильтрата, мл; 6 – объем фильтрата, взятый для анализа, мл.

Для определение уреазной активности 5 г воздушно-сухой почвы помещали в колбы, добавляли 20 мл раствора мочевины в фосфатном буфере (pH=6.7) и 200 мкл толуола. Инкубировали в термостате при температуре 37°С 4 ч, после экспозиции приливали 1 мл раствора трихлоруксусной кислоты. Для вытеснения из почвы поглощенного аммиака добавляли 50 мл 1 %-го раствора хлористого калия. Содержимое колбы отфильтровывали. После чего 2 мл фильтрата помещали в мерную колбу объемом 50 мл, приливали 2 мл раствора сегнетовой

соли и 2 мл реактива Несслера, доводил до метки водой. Окрашенный раствор колориметрировали на КФК-3 при длине волны 390 нм.

Содержание аммиака в фильтрате рассчитывают по калибровочной кривой, построенной по стандартному раствору NH_4Cl в концентрации 0.005 мг $N\text{-}NH_4$ в 1 мл.

Активность уреазы выражается в мг NH_3 на 10 г почвы за 24 ч по формуле (6):

$$X = \frac{A \cdot 50}{2 \cdot 2 \cdot 5}, \qquad (6)$$

где A – содержание аммиака, полученное по калибровочной кривой, мг/мл; 50 – общий объем фильтрата, мл; 2 – объемы добавленных реактивов, мл; 5 – навеска почвы, г.

Определение каталазной, уреазной, дегидрогеназной и инвертазной активности почв осуществлялось в трехкратной повторности.

3.3.3 Методы пробоотбора, пробоподготовки, анализа проб воды

Пробоотбор воды из наблюдательных скважин осуществли посредством насоса, погружаемого ниже зеркала воды на 0.3 – 0.5 м и производящего прокачку скважины двумя-тремя объемами столба воды в обсадной трубе с целью получения представительной пробы. После прокачки проводили пробоотбоб воды цилиндрическим пробоотборником на глубине 0.3 – 0.5 м ниже зеркала воды. Пробоотбор воды поверхностных водных объектов осуществляли цилиндрическим пробоотборником.

В пробах воды проводили измерение K, Na, Ca, Mg, Sr, Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Co, Cd, Pb и активности ^{90}Sr и ^{137}Cs.

Концентрацию макро и микроэлементов измеряли методом атомной эмиссии с индуктивно связанной плазмой (ICP AES Varian Liberty II, Австралия). Активность ^{137}Cs измеряли методом полупроводниковой γ-спектрометрии с германиевым детектором (Canberra, Франция), ^{90}Sr – на сцинтилляционном спектрометре β-излучения «БЕТА-01С» (Россия) по стандартной методике

определения содержания ^{90}Sr по β-излучению его дочернего радионуклида ^{90}Y в объектах окружающей среды с предварительным радиохимическим выделением ^{90}Sr [148].

Измерение концентрации химических элементов и активности радионуклидов в пробах воды осуществляли в трехкратной повторности.

Данные климатического мониторинга предоставлены ФГБУ «ВНИИГМИ-МЦД» г. Обнинска.

Данные радиационного мониторинга водных объектов за период с 1998 по 2009 гг. предоставлены лабораторией радиационной безопасности и охраны окружающей среды ГНЦ РФ – ФЭИ им. А.И. Лейпунского.

3.3.4 Методы пробоотбора, пробоподготовки, анализа проб тканей и раковин наземных моллюсков

Пробоотбор наземных моллюсков осуществляли с растительно-почвенного покрова методом ручного сбора на 44 – х локальных участках площадью 1 м^2 (Рисунок 2). Были отобраны моллюски двух видов: улитка кустарниковая (*F. fruticum* М.*)* и янтарка обыкновенная (*Succinea putris*). Для исследования отбирались особи половозрелой (второй) группы. Возраст моллюсков определяли по количеству оборотов раковины [154, 155]: моллюски первой возрастной группы имеют 2.25–3.0 оборотов раковины, второй – 3.25 – 4.0, третьей – 4.25–5.0, четвертой – 5.25–6.0.

Морфологические показатели моллюсков, а именно высоту и ширину раковины, измеряли с помощью штангенциркуля под контролем бинокулярного микроскопа марки Motik BA 310 (Motic China Group Co. Ltd. (Китай)).

Отделение мягкого тела от раковины проводили методом мацерирования [156]. Масса мягкого тела и раковины моллюсков определяли на аналитических весах. После отделения мягкого тела от раковины моллюсков мягкие тела

подвергали пробоподготовке для определения уровня белков – МТ, а раковины – для определения удельной активности ^{90}Sr.

Для определения удельной активности ^{90}Sr в раковинах моллюсков раковины измельчали растиранием в ступке, затем озоляли в течение 6 часов при температуре 600^0 С. Радиохимическое выделение ^{90}Sr проводили по методике [148].

Определение удельной активности ^{90}Sr в раковинах моллюсков проводили на сцинтилляционном β-спектрометре «БЕТА-01С» по стандартной методике определения содержания ^{90}Sr по β-излучению его дочернего радионуклида ^{90}Y в объектах окружающей среды с предварительным радиохимическим выделением ^{90}Sr [148].

Определение уровня белков-МТ в мягких тканях моллюсков осуществляли радиохимическим методом, основанным на замещении ионов металла, хелатированных в МТ, радиоактивным ^{109}Cd [157]. Мягкие тела после определения массы замораживали в 1 мл 0.1М буфера трис-HCl (pH 8.2), затем размораживали и гомогенизировали с помощью тефлонового пестика, добавляли 1 мл 0.1М буфера трис-HCl (pH 8.2). Для денатурации высокомолекулярных белков гомогенаты подвергали нагреванию в течение 6 мин. на кипящей бане, после чего пробы охлаждали во льду и центрифугировали в течение 7 мин. при 16000 g. К 0.2 мл отобранной надосадочной жидкости прибавляли 0.2 мл реагента. Реагент представлен следующим составом: 1 мл трис-HCl буфера с содержанием 40 мкл $^{109}CdCl_2$ и 20 мкл $CdCl_2$ (концентрация 100 мкг/мл) радиоактивность 40 кБк/мл. После инкубирования проб в течение 10 мин с периодическим перемешиванием, к ним добавляли 0.1 мл 2% раствора гемоглобина (стандарт фирмы “Агат”). Вышеуказанную пробоподготовку повторяли дважды, затем пробы центрифугировали 15 мин при 3500 g. Для определения уровня белков-МТ отбирали аликвоту 0.2 мл.

Каждое измерение сопровождалось анализом контроля, который представлял собой следующее: 0.2 мл буфера использовалось вместо образца, а в

качестве стандарта вместо исследуемой пробы и гемоглобина вносилась буферная смесь.

Активность проб в трехкратной повторности измеряли на низкоэнергетическом γ-спектрометре с полупроводниковым детектором СО-05П1 фирмы “Аспект” (Россия).

Уровень белков-МТ рассчитывали по формуле (7):

$$M = \frac{17.8 * V(\frac{A-K}{C})}{m}, \quad (7)$$

где М – уровень белков-МТ, мкг/г ткани; V – кратность разбавления образца (10); 17.8 – количество кадмия в пробе, нмоль/мл, мкг; m – масса навески ткани, г; А, К, С – количество распадов в пробе, контроле и стандарте, соответственно.

Оценку мощности поглощенной дозы облучения проводили тремя методами: посредством программного обеспечения ERICA Tool, расчетным методом на основании формул Р. Левинджера и Л.Д. Маринелли и методом Монте-Карло.

Расчет дозовых нагрузок с помощью программного пакета ERICA Tool базируется на использовании значений дозовых коэффициентов – DCCs (Dose rate conversion coefficients).

При расчете дозовых нагрузок на биоту учитывается фактор относительной биологической эффективности. В программном пакете ERICA Tool для γ- и β-облучения он равен 1.

Расчет мощности поглощенной дозы облучения наземного моллюска посредством формул Р. Левинджера и Л.Д. Маринелли учитывает мощность дозы облучения от почвы (организм обитает на поверхности почвы), от почвы (организм находится в состоянии анабиоза), от листа крапивы (моллюск обитает на растении), от раковины на мягкое тело. Наземный моллюск рассматривается как физический источник со средней массой 7 г, радиусом 0.72 см и плотностью, равной единице. Делается предположение о равномерном распределении ^{90}Sr и ^{90}Y в раковине моллюска.

Для расчета мощности доз использованы параметры, зависящие от энергии радионуклида [158]:

$$\alpha = \left[3c^2 - \left(c^2 - 1\right)e\right]^{-1}$$

$$c = \begin{cases} 2, \text{ если } 0{,}17 < E_0 < 0{,}5 \text{ МэВ}, \\ 1{,}5, \text{ если } 0{,}5 \le E_0 < 1{,}5 \text{ МэВ} \\ 1, \text{ если } 1 \le E_0 < 3 \text{ МэВ} \end{cases}$$

$$\nu = \frac{18{,}2}{\left(E_0 - 0{,}036\right)^{1{,}37}}\left(2 - \frac{\overline{E_\beta}}{\overline{E_\beta}^{*}}\right), \text{ (см}^2\text{/г ткани)},$$

где $\frac{\overline{E_\beta}}{\overline{E_\beta}^{*}}$ – мера искажения формы β-спектра, возникающего при запрещенном переходе, является табличной величиной.

Расчет годовых доз внешнего β-облучения тканей моллюсков за счет ^{90}Sr и его дочернего радионуклида ^{90}Y, содержащихся в раковинах, проводили по геометрии сферы по формуле Р. Левинджера [158]. При этом доза внутри и вне сферических источников, окруженных поглощающим веществом, может быть найдена путем непосредственного интегрирования дозовой функции точечного источника [158].

В рамках данной работы значения параметров, зависящих от энергии радионуклида следующие: эффективный коэффициент поглощения ν=40 см^2/г; безразмерный коэффициент, зависящий от энергии β-излучения c=2; энергия излучения E_β=0,196 Мэв.

Оценка дозы в центре сферического источника производится по следующей формуле (8):

$$D_{\text{сферы}}(0, b) = D_\beta\{c^2\alpha \cdot [\nu b/c + (1+\nu b/c)e^{1-\nu b/c} - 3] + 1 - \alpha(1+\nu b)e^{1-\nu b}\}, \quad (8)$$

где произведение νb безразмерно; α= α(c) – безразмерная величина; D_β-доза внутри большого источника β-частиц, с такой же концентрацией радиоактивности, как и в сфере, [ ]≡0 при νb ≥ c.

Мощность дозы в центре сферического источника рассчитывается по уравнению (9):

$$D_{сферы}(0, b) = 0{,}51 \cdot ордината \cdot v^3 \cdot \bar{E}_ß \cdot \rho^2 \cdot u, \quad (9)$$

где ρ – плотность г/см^3; ν - эффективный коэффициент поглощения для ткани см^2/г (зависит от максимальной энергии β-спектра), u - скорость распада радионуклида на 1 см^2, ρ – плотность в г/см^3. По графику [158], используя кривую для данного значения c, определяется ордината, соответствующая значению νb. Ордината равна $1{,}6*10^{-11}$ рад/Мэв*распад.

Расчет годовых доз внешнего β-облучения тканей моллюсков за счет ^{90}Sr и его дочернего радионуклида ^{90}Y, содержащихся почве и крапиве (для теплого периода – 210 дней, когда моллюск обитает на листовой пластине и плотно прилегает мягким телом к ней), проводили по геометрии бесконечно тонкой бесконечной плоскости на расстоянии x от этого плоского источника по формуле Р. Левинджера [158].

Внешнее β-облучение от ^{90}Sr, содержащегося в растительности, в течение вегетационного периода (210 дней) рассчитывалось по формуле (10):

$$D(x) = 1{,}07 \cdot v\bar{E}_ß \, \alpha\sigma \cdot \{ c\,[(1+\ln(c/vx)) - e^{1-(vx/c)}] + e^{1-vx}\}, \quad (10)$$

$$[...] \equiv 0, \ \textit{если} \ x \geq \frac{c}{\nu},$$

D(x) – доза внешнего облучения, мГр/год; $\bar{E}_\beta$ – средняя энергия β-частиц, МэВ; c, α и ν – параметры, которые зависят от энергии β-частиц и геометрии; 1,07 σ– коэффициент, учитывающий активность радионуклида в раковине и характеризующий скорость его распада на 1 см^2, мкKu/см^2; x – усредненная толщина листа крапивы 0,005 см.

Внешнее β-облучение от ^{90}Sr, содержащегося в почве, в течение вегетационного периода (210 дней), когда моллюск находится на поверхности почвы, рассчитывалось по формуле (10). При этом биологический объект плотно прилегает к почве или находится внутри раковины, поэтому максимально принятое расстояние от облучающей среды приравнивается к толщине раковины. В рассчетах учитывалась усредненная толщина раковины моллюска x = 0,025 см.

Доза внешнего β-облучения от ^{90}Sr в холодный период года (155 дней), когда моллюск в анабиозе заглублен в почву, расчитывалась по формуле Маринелли [158] (11):

$$D_{поч} = 155 \cdot 51{,}2 \cdot \bar{E}_{\beta} \cdot A_{уд}, \quad (11)$$

где $D_{поч}$ – доза внешнего облучения, сГр/год; $\bar{E}_{\beta}$ – средняя энергия β-частиц, МэВ; $A_{уд}$ – удельная активность радионуклида в почве, мкKu/г; 155 – число дней, когда моллюск находится в анабиозе; 51.2 – коэффициент пересчета.

Дозу γ-облучения от ^{137}Cs почвы рассчитывали по формуле (12) [159]:

$$D_{поч} = \frac{2 \cdot \pi \cdot \Gamma_{\gamma} \cdot A_{\nu} \cdot t}{\mu_0}, \quad (12)$$

где $D_{поч}$ – доза внешнего γ-облучения, Γ_{γ} – ɣ-постоянная, (аГр·м^2)/(Бк·с); A_{ν} – содержание радионуклида, Бк/м^3; t=31536000 с/год; μ_0 – коэффициент ослабления для поверхности полубесконечного объемного источника (для почвы $\mu_0 \approx 3$ м$^{-1}$).

Внешнее β-облучение от ^{137}Cs, содержащегося в почве, в течение вегетационного периода (210 дней) рассчитывалось по формуле (10), учитывалась усредненная толщина раковины x=0,025 см. Доза внешнего β-облучения ^{137}Cs в холодный период года (155 дней), когда моллюск в анабиозе заглублен в почву, рассчитывалась по формуле Л.Д. Маринелли (11) [168].

Расчет методом Монте-Карло и входные параметры для расчетов представлены в разделе 6.3 диссертации.

В рамках проведения лабораторного эксперимента облучение моллюсков проводили на ɣ - установке ГУР – 120 с поглощёнными дозами 0.1; 0.2; 0.3; 0.4; 0.5; 0.6; 0.7; 0.8; 0.9; 1 Гр, с мощностью поглощённой дозы 4 Гр/ч.

3.3.5 Методы пробоотбора, пробоподготовки, анализа проб растительности

Крапиву двудомную отбирали на 44 – х локальных участках (площадью 1 м^2) изучаемой территории (Рисунок 2), после чего определяли массу

растительности. Пробоподготовка растительного материала для определения удельной активности ^{90}Sr в крапиве заключалась в следующем. Крапиву доводили до воздушно-сухого состояния, взвешивали и измельчали до размеров 1 – 5 мм. Подготовку растительного материала к измерению удельной активности ^{90}Sr проводили методом сухого озоления, включающим обугливание материала в муфельной печи при температуре 150 – 300^{0}С и дальнейшее озоление в течение 6 часов при температуре 600^{0}С. Дальнейшая пробоподготовка проводилась в соответствии с методикой [148].

Определение удельной активности ^{90}Sr в растительности проводили на сцинтилляционном β-спектрометре «БЕТА-01С» по стандартной методике определения содержания ^{90}Sr по β-излучению его дочернего радионуклида ^{90}Y в объектах окружающей среды с предварительным радиохимическим выделением ^{90}Sr [148].

Измерение проводили в трехкратной повторности.

3.3.6 Оценка радиационного риска для населения

Оценку радиационного риска для населения проводили на основании методологии, предложенной МАГАТЭ [39]. В соответствии с методологией для оценки доз и рисков для населения от воздействия хранилища использовали два сценария поступления радионуклидов в окружающую среду. Для расчёта были выбраны наиболее вероятные для данного типа хранилища сценарии разрушения защитных барьеров и утечки радионуклидов в окружающую среду, а именно сценарий «утечка жидкости» и сценарий «ресуспензия пыли». Рассчитывались дозовые нагрузки и риски для населения, проживающего постоянно или ведущего сельскохозяйственную деятельность вблизи хранилища РАО.

Для расчетов по вышеуказанным сценариям были использованы параметры, полученные при проведении мониторинговых работ на изучаемой территории, и параметры, рекомендуемые методикой [39].

Сценарий «утечка жидкости» – утечка жидкости из хранилища траншейного типа – учитывает поступление радиоактивных вод в окружающую среду от некондиционированных отходов в хранилище при нормальном режиме работы. При утечке радиоактивных вод из хранилища дождевая вода инфильтруется через отходы, а затем попадает со сточными водами в дренажную систему. Из дренажной системы загрязненный водный поток устремляется в локальный водный объект, который используется населением в хозяйственных целях. Потоки загрязненных в хранилище вод могут попасть в окружающую среду и подвергнуть загрязнению близлежащие территории.

Расчет суммарной дозы на население для сценария производился по формуле (13):

$$Dose = Dose_{ing,i} + Dose_{inh,i} + Dose_{ext,i}, \quad (13)$$

где $Dose_{ing,i}$ – годовая доза внутреннего облучения населения от поступления радионуклида с пищевыми продуктами и водой (вклад i-го радионуклида, содержащегося в загрязненной почве), Зв/год; $Dose_{inh,i}$ – годовая доза внутреннего облучения населения за счет ингаляции от пыли (вклад i-го радионуклида, содержащегося в почве), Зв/год; $Dose_{ext,i}$ – годовая доза внешнего облучения населения, включающая облучение от загрязненной радионуклидом поверхности земли (вклад i-го радионуклида, содержащегося в почве), Зв/год.

Сценарий «ресуспензия пыли» – ресуспензия пыли с поверхности хранилища – описывает процесс ресуспензии пыли с поверхности хранилища при нормальном режиме работы. Для населения основную дозовую нагрузку составляет внешнее облучение от взвешенной в воздухе пыли.

Расчет суммарной дозы на население для сценария производился по формуле (14):

$$Dose = Dose_{sub} + Dose_{inh} + Dose_{ext} + Dose_{ing}, \quad (14)$$

где $Dose_{sub}$ – доза, полученные вследствие внешнего облучения от погружения в пылевое облако, Зв/год; $Dose_{inh}$ – доза от ингаляции частиц в облаке, Зв/год; $Dose_{ext}$ – доза внешнего облучения от осажденной активности вовремя и после

прохождения облака, Зв/год; $Dose_{ing}$ – доза от потребления зеленых растений с осажденной активности, Зв/год.

Оценку радиационного риска для населения осуществляли с учетом рекомендаций [117, 160, 161]. Величину индивидуального пожизненного радиационного риска возникновения генотоксических эффектов вычисляли по соотношению (15):

$$R = K_r \cdot H^r, \qquad (15)$$

где H^r – ожидаемая доза от радионуклида *r* для населения, Зв/год; K_r – коэффициент риска злокачественных новообразований и наследственных эффектов для здоровья человека, $Зв^{-1}$.

Для расчетов использовали интегральный коэффициент радиационного риска злокачественных новообразований и наследственных эффектов для здоровья. Величина коэффициента риска при однородном облучении всего тела человека для всех возрастных групп равна $5.7 \cdot 10^{-2}$ $Зв^{-1}$ [117].

3.3.7 Статистическая обработка экспериментальных данных

Статистическую обработку экспериментальных данных проводили с применением программной среды R [162]. R является программным обеспечением, предназначенным для обработки, анализа и представления данных.

Для подбора моделей по экспериментальным данным применялся регрессионный анализ.

Для определения значимости различий между средними значениями изучаемых показателей и контролем использовался t-критерий Стьюдента и U – критерий Манна-Уитни.

Уровень доверия по умолчанию равен 95%.

Функции риска строили с помощью построения функций распределения (функция ecdf () из R) и методов пространственного анализа.

Для создания ГИС были использованы программы: ArcView, Surfer, MapInfo, программная среда R.

Первичной информацией для построения ГИС-карт являются географические координаты расположения хранилища РАО и контролируемых локальных участков изучаемой территории, пространственные размеры хранилища РОА, а также экспериментальные данные мониторинга.

Построение ГИС-карт осуществлялось методом пространственной интерполяции. При этом шаг сетки составляет 0.25 м, 400 шагов по горизонтали карты, 600 шагов – по вертикали.

В тексте, рисунках и таблицах по умолчанию представлены средние значения и стандартные ошибки среднего.

Глава 4. Идентификация опасностей

4.1 Радиоактивное и химическое загрязнение поверхностных и подземных вод района размещения регионального хранилища РАО

Мониторинг и безопасная эксплуатация водных объектов является одной из основных экологических проблем регионов размещения предприятий ядерного топливного цикла, т.к. водные объекты являются естественными накопителями радионуклидов. В связи с этим водные объекты относятся к критическим экосистемам, а гидрологический перенос – к возможному пути миграции радионуклидов [106]. В свою очередь загрязнение водных объектов может являться фактором экологической опасности при оценке риска.

Для выявления приоритетных загрязнителей водных объектов изучаемой территории, которые могут выступать в качестве факторов экологической опасности, был осуществлен анализ содержания техногенных радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs (Таблица 4), а также ряда элементов химического загрязнения (Таблица 5) в грунтовой воде наблюдательных скважин и в воде поверхностных водных объектов – ручье, болоте (Рисунок 5).

Таблица 4 – Объемная активность радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах воды

Наименование объекта	Содержание радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs, Бк/л			
	Дата пробоотбора	Май 2010 г.	Июль 2010 г.	Октябрь 2010 г.
Скважина № 1	^{90}Sr	<0.5	<0.5	<0.5
	^{137}Cs	<0.5	<0.5	<0.5
Скважина № 4	^{90}Sr	48 ± 5	36 ± 4	49 ± 5
	^{137}Cs	<0.5	<0.5	<0.5

Продолжение Таблицы 4

Скважина № 5	^{90}Sr	<0.5	<0.5	<0.5
	^{137}Cs	<0.5	<0.5	<0.5
Скважина № 7	^{90}Sr	<0.5	<0.5	<0.5
	^{137}Cs	<0.5	<0.5	<0.5
Скважина № 9	^{90}Sr	<0.5	<0.5	<0.5
	^{137}Cs	<0.5	<0.5	<0.5
Скважина № 10	^{90}Sr	<0.5	<0.5	<0.5
	^{137}Cs	<0.5	<0.5	<0.5
Ручей	^{90}Sr	21 ± 2	8.4 ± 9	-
	^{137}Cs	<0.5	<0.5	-
Болото	^{90}Sr	7.0 ± 0.7	4.8 ± 0.5	-
	^{137}Cs	<0.5	<0.5	-

Учитывая нормативы [163] и экспериментальные данные, стоит отметить, что химическое загрязнение не будет рассматриваться с точки зрения фактора экологической опасности для изучаемой экосистемы ввиду не превышения соответствующих ПДК (Таблица 6) и однородности концентраций химических элементов в воде исследуемых водных объектов [164]. Так же в поверхностных и подземных водах не наблюдается превышение уровня вмешательства для ^{137}Cs (11 Бк/кг), установленного в [117]. В пробах грунтовых вод, отобранных из скважин№ 1, №5, №7, №9, №10, объемная активность ^{90}Sr обнаруживается на уровне <0.5 Бк/л. Однако выявлено превышение норматива для радионуклида ^{90}Sr (4.9 Бк/кг) в скважине №4, ручье и болоте. В связи с этим была проанализирована хронология метеорологического мониторинга и временной активности ^{90}Sr в воде скважины №4, ручье, болоте с учетом гидрологических сезонов по экспериментальным данным 2010 г.

Таблица 5 – Содержание химических элементов в пробах воды, отобранных в районе размещения хранилища

Объект отбора пробы	Концентрация, мг/л				Концентрация, мкг/л										
	K	Na	Ca	Mg	Sr	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Cu	Cr	Co	Cd	Pb
Скважина № 1	0.46±0.41	2.95±0.28	197±2	14.7±1.3	58±6	3.27±0.30	5.2±0.6	54±16	15.3±1.7	2.81±0.32	2.74±0.26	0.51±0.04	0.19±0.02	0.010±0.001	7.01±0.57
Скважина № 4	0.35±0.20	3.63±0.34	248±25	19.0±1.7	483±49	3.57±0.32	12.8±1.2	98±11	964±72	2.83±0.91	1.53±0.15	0.020±0.002	5.74±0.54	0.29±0.03	2.60±0.25
Скважина № 5	0.17±0.02	2.42±0.25	147±14	19.5±1.8	155±14	7.85±0.71	11.6±0.9	96±6	687±59	13.5±1.2	1.11±0.12	0.18±0.02	0.60±0.06	0.09±0.01	3.44±0.14
Скважина № 7	0.67±0.06	3.28±0.31	282±24	12.4±1.3	276±38	9.31±0.90	10.8±0.9	105±12	11.3±1.5	17.9±1.5	2.77±0.29	0.0040±0.0004	0.75±0.07	0.14±0.01	5.13±0.43
Скважина № 9	0.23±0.02	2.27±0.25	202±21	14.7±1.5	130±13	6.12±0.59	10.4±1.0	69±7	963±82	65±7	2.19±0.20	0.21±0.02	0.80±0.08	0.32±0.03	2.10±0.12
Скважина № 10	0.64±0.06	3.21±0.30	237±23	22.9±2.3	159±15	7.71±0.69	19.8±1.8	63±5	963±73	44±4	3.92±0.36	2.68±0.03	0.65±0.06	0.27±0.03	13.9±1.1
Ручей	1.68±0.15	4.22±0.52	93±9	10.3±1.1	282±29	8.02±1.18	19.8±1.9	11.2±1.4	11.4±1.2	3.20±0.35	2.59±0.31	0.17±0.02	0.20±0.02	0.020±0.002	2.51±0.22
Болото	0.97±1.04	4.09±0.45	205±20	19.6±1.9	242±25	1.76±0.27	10.6±1.0	1.44±0.15	10.1±0.9	1.12±0.91	3.09±0.30	0.16±0.02	0.08±0.01	0.010±0.001	2.78±0.24
ПДК*	-	200	-	50	7000	500	300	100	1000	20	1000	50	100	1	10
* ПДК в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования															

Объемная активность ^{90}Sr в воде скважины №4 с учетом гидрологических сезонов варьирует в небольшом диапазоне (Таблица 6). При этом в период окончания зимней межени и начала снеготаяния и весенних дождей отмечается значение объемной активности ^{90}Sr в грунтовой воде, равное 34 Бк/л.

В период завершения весеннего снеготаяния наблюдается тенденция уменьшения объемной активности радионуклида, очевидно, за счет остаточного разбавления грунтовых вод дождевыми осадками.

Объемная активность ^{90}Sr в грунтовой воде в период сухой погоды летней межени (Таблица 6) одинакова по содержанию ^{90}Sr в пробе, отобранной в зимнюю межень [165]. Незначительное повышение изучаемого показателя до 38 Бк/л в скважине, вероятно из-за того, что в скважине фиксируется фронт осеннего стока, наблюдается в начале периода осенних ливней [139, 166].

Таблица 6 – Объемная активность ^{90}Sr в грунтовых и поверхностных водах территории расположения хранилища РАО

Объект монито-ринга	Дата	Объемная актив-ность, Бк/л	Осадки в день замеров, мм	Темпера-тура воздуха, ^{o}C	Гидрологический сезон
Скважина №4	15.03.10	34.0±0.5	1.0±0.1	-6.8	Зимняя межень
	15.06.10	29.0±0.3	7.3±0.4	13.5	После половодья
	22.07.10	34.0±0.8	0	28.6	Летняя межень
	20.10.10	38.0±0.5	5.2±0.2	15	Осенние ливни
Ручей	15.06.10	5.0±0.8	7.3 ±0.4	13.5	После половодья
	22.07.10	34.0±0.9	0	28.6	Летняя межень
	20.10.10	38.0±1.2	5.2±0.2	15	Осенние ливни
Болото	15.06.10	1.5±0.3	7.3±0.4	13.5	После половодья
	22.07.10	0.75±0.08	0	28.6	Летняя межень
	20.10.10	0.50±0.02	5.20±0.15	15	Осенние ливни

Следует отметить, что активность радионуклида в грунтовой воде превышает как активность техногенных радионуклидов в подземных водах средней полосы европейской части России [167, 168], так и нормируемую

удельную активности ^{90}Sr в воде в 5.8–7.6 раз в разные гидрологические сезоны.

Несколько иная тенденция наблюдается при анализе изменения объемной активности ^{90}Sr в воде болота, где не обнаруживается превышение уровня вмешательства радионуклида в периоды гидрологических сезонов года. Однако в воде ручья после половодья объемная активность ^{90}Sr составила 5 Бк/л, а в сезон летней межени после сухого периода активность ^{90}Sr в пробе из ручья возросла до 34 Бк/л. 19 октября 2010 г. начались осенние дожди, которые обогатили поверхностный сток ^{90}Sr, скопившемся в период сухого лета в застойных водах траншей. При этом концентрация ^{90}Sr в воде ручья в 6.8–7.6 раз превышала уровень вмешательства (4.9 Бк/кг) в период летней межени и осенних ливней, соответственно [169].

Несмотря на изменение объемной активности ^{90}Sr в течение года, что обосновывается климатическими условиями, присущими разным гидрологическим сезонам, в диссертационной работе проведен радиоэкологический мониторинг загрязнения вод ^{90}Sr для установления динамики изменения объемной активности радионуклида. Анализ объемной активности ^{90}Sr проводился в пробах воды, отобранных посезонно из наблюдательной скважины №4 и ручья, где обнаружено превышение уровня вмешательства. За шестнадцать лет мониторинга водных объектов (1998 – 2014 гг.) территории расположения хранилища РАО объемная активность ^{90}Sr изменялась неоднократно (Рисунок 7). Наиболее контрастные изменения объемной активности радионуклида наблюдаются в пробах воды из наблюдательной скважины №4. При этом в период с декабря 1998 г. по август 1999 г. наблюдалось устойчиво высокое содержание радионуклида, практически независимое от количества осадков [134, 165, 166]. Это может быть связано с транзитным выносом радионуклида с хранилища РАО в условиях нарушенной изоляции траншей. Радиоактивные грунтовые воды, заполнявшие траншею, равномерно разгружались в водоносный горизонт, что и зафиксировано опробованием воды из скважины.

Резкое снижение активности ^{90}Sr в грунтовых водах скважины произошло летом 1999 г., когда был проведен ремонт гидроизоляции траншей. Предполагается, что после ремонта выход стронция из траншеи временно прекратился и основным источником ^{90}Sr стал грунт обваловки траншей, в котором сорбировался радионуклид. Уровень активности воды в этот период понижался независимо от количества выпавших осадков, что может быть объяснено частичной сорбцией ^{90}Sr экраном трепела. Повторный всплеск объемной активности ^{90}Sr в грунтовых водах зафиксирован в 2000 г. и 2004 гг., когда при насыщении барьера из трепела уровень активности грунтовых вод стал постепенно нарастать, а активность стала синхронной дождевым осадкам [139, 165]. С 2004 по 2014 гг. наблюдается уменьшение объемной активности ^{90}Sr в грунтовых водах (Рисунок 7), а ее связь с метеоусловиями стала неопределенной (r = -0.107).

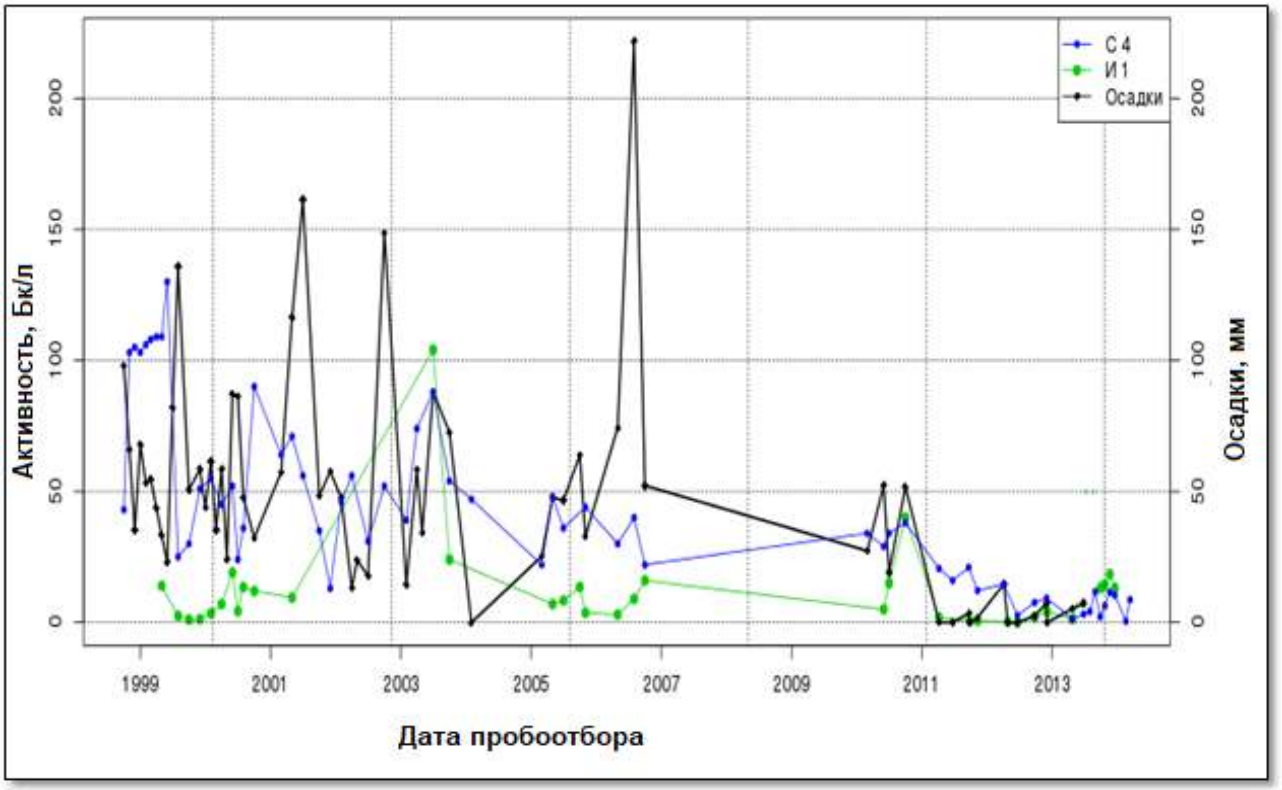


Рисунок 7 – Динамика изменения объемной активности ^{90}Sr в воде скважины №4 (С 4) и ручье (И 1) в период с 1998 по 2014 гг.

В воде ручья наблюдается резкое повышение объемной активности ^{90}Sr в 2003 г., а затем уменьшение вплоть до 2014 г., с некотым повышением содержания радионуклида в 2010 г. При этом для периода с июня 1999 г. до 2004 г. не наблюдается корреляция (r = -0.0943) активности ^{90}Sr в природных водах с количеством выпавших осадков, что не позволяет сделать вывод о линейной зависимости исследуемых параметров. В период с 2004 по 2014 гг. объемная активность радионуклида в ручье коррелирует с уровнем осадков (r = 0.735), получена прямолинейная зависимость.

Полученные экспериментальные результаты отражены в публикациях [134, 139, 164, 170].

В связи с тем, что в 2015 г. начался вывод хранилища РАО из эксплуатации, дальнейший мониторинг радиоактивности вод в рамках выполнения радиоэкологических исследований затруднён.

Учитывая проведенный анализ радиоактивного загрязнения природных вод территории расположения хранилища РАО, можно заключить следующее. Значения объемной активности ^{137}Cs в грунтовых и поверхностных водах соответствуют фоновым, а активность ^{90}Sr характеризуется сезонными изменениями. Несмотря на некоторое сезонное превышение объемной активности ^{90}Sr в водных объектах относительно установленных нормативов, наблюдается снижение активности в природных водах в период с 2003 – 2004 гг. по 2014 г. и ожидается дальнейшее уменьшение радиоактивности ввиду проведенного комплекса защитных мероприятий по предотвращению поступления радиоактивных веществ в окружающую среду.

Таким образом, загрязнение грунтовых и поверхностных вод техногенными радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs в результате разгерметизации емкости хранилища РАО не будет рассматриваться в качестве фактора экологической опасности в рамках оценки экологического риска для изучаемой территории.

4.2 Радиоактивное и химическое загрязнение почвы территории расположения хранилища РАО

Нарастающие темпы развития промышленности и энергетики сопровождаются увеличением поступления в окружающую среду загрязняющих веществ. Почва, в свою очередь, выступает в качестве природного буфера, депо фиксации этих веществ. Кроме того, почвенная среда является ведущим звеном миграции элементов, так как особенности их взаимодействия с компонентами почвенного комплекса определяют характер движения изотопов в остальных звеньях биологического цикла [171]. При этом к основным группам техногенных загрязняющих веществ почвы, представляющих опасность для биосферы, относят техногенные радионуклиды и тяжелые металлы. Из огромного числа техногенных радионуклидов, попадающих в окружающую среду, в том числе и в результате утечек из емкостей хранилищ РАО, лишь немногие представляют интерес с точки зрения нормирования радиационного фактора воздействия на биоту и человека. В первую очередь, это биологически активные радионуклиды, к которым относятся изотопы ^{90}Sr и ^{137}Cs. В свою очередь, тяжелые металлы и высокие концентрации других химических элементов также оказывают негативное биологической действие на представителей флоры и фауны, которое обусловлено химической токсичностью. Тогда как риски радиоактивного загрязнения сводятся, главным образом, к проявлению различных радиобиологических эффектов.

В рамках диссертационной работы был проведен мониторинг радиоактивного и химического загрязнения почв изучаемой территории для определения фактора экологической опасности для наземной экосистемы с точки зрения потенциального воздействия на представителей биоты, включая референтные виды.

Концентрации Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Co, Cd, Pb, Fe в почвах локальных участков представлены в Таблице 7. Стоит отметить, что химическое загрязнение почв изучаемой территории отличается однородностью по отношению к контрольным участкам с учётом вышеуказанных химических элементов, а их

концентрации не превышают ПДК. Однако нельзя исключать возможное комбинированное действие химического и радиоактивного загрязнения на формирование эффектов у представителей биоты

Радиоэкологический мониторинг почв изучаемой территории включает определение удельной активности радионуклидов естественного и техногенного происхождения, а также форм нахождения техногенных радионуклидов. Установлено, что удельная активность естественных радионуклидов ^{40}K, ^{226}Ra, ^{222}Th в почвах локальных участков (Таблица 8) сопоставима с фоновыми [172] и не превышает содержание в контроле.

Попадание техногенных радионуклидов в почву приводит к их вертикальному и латеральному перераспределению, что в свою очередь обуславливает выравнивание уровня загрязнения соседствующих локальных участков, либо образование очагов накопления [173]. Определение и оценка удельных активностей техногенных радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве изучаемой территории позволяет заключить следующее.

Загрязнение почв ^{137}Cs носит локальный характер, что обусловлено его обнаружением в почве участков 1, 1a, 1b возле емкости №1 (Рисунок 2, Таблица 8) в диапазоне удельной активности от 28.4±8.5 до 84.3±25.3 Бк/кг, что превышает содержание радионуклида в контроле (2.8±0.9 – 3.6±1.3 Бк/кг) в среднем в 14 раз. Однако не обнаружено превышение удельной активности ^{137}Cs в почве величины 100 Бк/кг, до которой допускается неограниченное использование материалов [174]. Полученные данные представлены в работе [132].

Следует отметить, что дальнейшая активная латеральная миграция ^{137}Cs, а, следовательно, и расширение площади загрязнения территории, исключается ввиду свойств почвы, которая характеризуется преобладанием глинистых частиц и физико-химических свойств изотопа, включая сорбцию цезия на поверхностях глинистых частиц.

Таблица 7 – Концентрация химических элементов в почве изучаемой территории, мг/кг (данные 2015 г.)

Локальный участок	Ni	Zn	Mn	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Fe
1	21.4 ±3.1	81.3± 13.2	227± 34	9.3± 1.2	17.5± 3.3	6.3± 1.2	0.11± 0.02	21.3± 3.1	10600 ±1890
1a	14.4 ±1.9	22.1± 3.4	183± 27	6.2± 1.1	14.3± 2.4	4.9± 1.4	0.12± 0.02	18.4± 3.0	8710± 1307
1b	17.3 ±2.1	27.2± 4.2	176± 26	7.4± 1.2	18.7± 3.2	4.2± 1.9	0.11± 0.02	17.4± 3.1	7977± 1197
2	41.3 ±4.8	44.3± 7.1	453± 68	12.3 ±2.1	13.8± 2.2	12.4 ±1.8	0.11± 0.02	31.9± 6.2	10076 ±3311
2a	30.9 ±5.7	43.5± 6.0	307± 46	11.4± 2.3	13.4± 2.1	10.4 ±2.3	0.13± 0.02	31.3± 5.0	11086 ±2653
2b	28.2 ±4.1	30.3± 5.1	303± 45	9.4± 1.2	28.5± 6.1	8.7± 1.3	0.14± 0.02	27.3± 4.1	11303 ±2070
2c	19.3 ±2.4	25.4± 4.8	257± 39	7.1± 1.1	20.3± 6.2	6.2± 1.7	0.10± 0.02	17.9± 3.1	9440± 1416
2d	12.1 ±1.3	31.3± 5.3	266± 40	7.3± 0.9	16.5± 2.4	5.3± 1.8	0.12± 0.02	14.0± 2.1	7410± 1112
3	14.4 ±2.1	49.6± 12.3	335± 54	10.5 ±3.0	20.7± 8.3	7.2± 2.4	0.23± 0.06	16.3± 2.5	10540 ±1740
3a	13.9 ±4.5	53.4± 10.2	368± 42	12.3 ±4.1	22.8± 6.2	10.3 ±4.1	0.32± 0.07	20.4± 4.2	8850± 907
3b	14.7 ±3.1	28.3± 8.1	294± 41	15.4 ±7.3	16.1± 3.0	10.8 ±8.3	0.24± 0.02	19.1± 4.3	6978± 1095
4	18.9 ±7.3	54.4± 9.1	325± 39	17.3 ±3.2	17.4± 2.3	7.3± 1.7	0.33± 0.01	10.3± 1.8	10147 ±1311
4a	15.8 ±3.1	57.7± 8.2	428± 36	11.2± 1.9	20.7± 8.3	8.4± 1.9	0.48± 0.08	22.8± 7.1	12065 ±1543
4b	11.7 ±3.4	65.8± 17.1	454± 85	9.1± 2.2	19.7± 5.4	12.3 ±5.1	0.31± 0.01	30.2± 10.1	10240 ±974
4c	9.1 ±0.9	73.6± 12.0	347± 57	16.4 ±7.3	17.3± 4.1	9.6± 3.1	0.15± 0.01	16.4± 3.1	8450± 1230
6	14.7 ±3.1	70.4± 12.1	589± 68	7.2± 1.2	15.3± 8.2	12.9 ±1.7	0.24± 0.03	17.4± 4.3	5428± 932
6a	30.8 ±4.2	72.5± 11.3	664± 98	14.6 ±2.4	26.2± 7.1	9.3± 1.1	0.41± 0.06	15.4± 2.1	7560± 1134
6b	9.1± 0.3	78.3± 19.2	612± 85	14.9 ±3.1	21.8± 9.2	7.6± 2.3	0.18± 0.01	17.4± 5.2	8846± 895

Продолжение Таблицы 7

6c	14.8 ±4.2	65.7± 19.2	647± 58	13.4 ±2.0	22.3± 8.1	10.4 ±4.3	0.37± 0.02	21.4± 4.3	10624 ±2151
6d	16.7 ±4.0	67.6± 17.3	594± 91	10.5 ±1.9	19.6± 7.3	7.4± 2.2	0.19± 0.03	26.4± 9.8	10457 ±2019
7a	14.9 ±3.4	72.4± 15.1	301± 41	18.5 ±3.1	17.5± 5.2	12.3 ±8.1	0.35± 0.07	32.4± 10.2	9874± 958
7b	28.7 ±3.2	31.7± 5.0	294± 44	11.4± 2.1	9.2± 1.1	6.4± 1.1	0.12± 0.02	23.4± 3.2	11493 ±1874
7c	20.1 ±8.5	47.6± 9.2	310± 37	12.4 ±2.1	8.0± 1.2	9.2± 3.3	0.34± 0.05	25.7± 4.1	8457± 825
7d	17.8 ±4.2	52.3± 12.2	336± 42	11.9± 2.6	12.5± 3.2	8.7± 2.3	0.42± 0.02	28.4± 8.3	7364± 924
7e	13.9 ±3.1	42.4± 17.3	298± 52	18.8 ±5.3	17.7± 5.2	6.2± 2.4	0.37± 0.03	30.2± 5.7	10257 ±1254
10	25.8 ±4.1	36.8± 5.4	393± 59	11.3± 1.7	22.6± 3.3	7.3± 1.4	0.11± 0.02	25.4± 4.2	11510 ±2027
10a	11.3± 2.4	14.3± 2.1	175± 26	6.2± 0.9	20.7± 3.4	3.4± 0.6	0.11± 0.02	9.3± 1.2	6080± 912
10b	13.7 ±4.1	53.7± 14.2	425± 84	7.8± 2.0	23.6± 9.2	9.8± 3.2	0.12± 0.01	10.4± 2.3	8657± 942
10c	20.4 ±3.1	46.5± 7.3	349±5 2	16.4 ±2.8	9.1± 0.8	6.4± 1.1	0.32± 0.05	19.4± 3.1	9943± 1491
10d	27.3 ±4.0	28.4± 4.7	469± 70	10.3 ±1.4	9.8± 1.1	7.9± 0.7	0.13± 0.02	28.3± 4.1	10340 ±2151
10e	39.2 ±6.1	54.6± 8.3	794± 101	11.4± 1.7	11.3± 2.4	7.6± 0.9	0.52± 0.08	19.2± 3.0	11393 ±2009
12	20.7 ±4.5	33.4± 9.1	439± 55	11.8± 2.4	17.4± 8.0	8.1± 2.4	0.33± 0.01	18.1± 3.2	9647± 952
К1	31.4 ±5.1	57.3± 12.3	211± 109	8.7± 2.8	13.4± 3.2	12.9 ±2.7	0.27± 0.06	15.7± 5.1	6800± 1725
К2	30.4 ±4.1	54.3± 10.3	206± 98	7.8± 2.3	10.7± 5.2	10.7 ±1.8	0.20± 0.04	14.7± 4.1	6730± 867
К3	32.1 ±4.8	58.4± 11.2	219± 101	9.0± 1.8	13.9± 2.2	13.4 ±3.3	0.29± 0.03	16.3± 4.2	6924± 987
ПДК	85.0	100.0	1500	55.0	32.0	20.0	2.0	90.0	25000

Таблица 8 – Удельная активность естественных радионуклидов и ^{137}Cs в почве, Бк/кг

Локальный участок	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{137}Cs
1	234 ± 90	21.1±1.7	15.0±4.5	28.4 ± 8.5
1a	275 ± 83	20.2±21.1	19.0±5.7	84.3 ± 25.3
1b	270 ± 91	22.3±15.6	16.3±7.8	44 ± 13.2
2	227 ± 99	20.1±18.0	13.4±5.2	15.0 ± 4.5
2a	250 ± 85	22.4±7.1	12.4±8.2	15.0 ± 4.5
2b	246 ± 84	29.4±23.7	13.1±3.5	2.1 ± 0.6
2c	297 ± 89	26.2±7.8	11.2±4.8	8.2 ± 2.5
2d	252 ± 96	27.2±17.1	14.3±5.1	8.1 ± 0.4
3	234 ± 100	23.4±15.9	12.2±6.1	5.2 ± 1.6
3a	201 ± 86	18.3±9.7	13.3±7.2	4.3±1.2
3b	295 ± 57	25.6±8.2	14.8±3.2	<0.5
4	293 ± 88	23.4±9.9	13.5±4.1	5.9 ± 1.8
4a	211 ± 94	22.8±7.6	10.3±2.5	3.4±1.2
4b	221 ± 87	21.5±8.4	13.3±5.1	5.4±2.1
4c	208 ± 75	20.8±8.4	11.4±6.7	<0.5
6	208±72	17.5±11.2	12.1±9.6	4.5 ± 1.4
6a	245 ± 73	18.3±20.4	13.3±8.1	8.2 ± 1.4
6b	179 ± 62	12.7±10.3	15.5±9.3	2.7 ± 1.1
6c	212 ± 95	20.5±7.2	10.1±9.3	2.5 ± 1.5
6d	298 ± 65	25.7±6.5	12.4±6.7	2.3 ± 1.9
7a	278 ± 71	28.7±6.3	13.4±2.8	<0.5
7b	264 ± 109	24.5±13.2	19.6±7.2	9.0 ± 2.8
7c	216 ± 95	25.4±29.3	14.3±4.2	3.3 ± 0.9
7d	223 ± 96	21,4±15,1	10.4±6.6	5.4±1.6

Продолжение Таблицы 8

7e	212 ± 54	22.7±9.3	12.7±6.3	6.7±2.1
10	202 ± 121	24.6±22.2	14.3±7.2	<0.5
10a	205 ± 92	27.3±8.1	10.2±3.2	<0.5
10b	229 ± 97	25.3±16.5	16.7±13.8	2.5 ± 0.6
10c	233 ± 99	26±13.8	19.3±5.7	<0.5
10d	215 ± 94	24.1±13.2	14.3±7.2	<0.5
10e	250 ± 105	24±13.2	14.5±12.3	5.0 ± 1.5
12	246 ± 103	22±13	12.7±9.7	2.25 ± 0.7
К1	245 ± 17	24±9	15±7.5	3 ± 0.6
К2	252 ± 11	23±5	14±1.3	3.6 ± 1.3
К3	259 ± 12	22±7	13±2.4	2.8 ± 0.9
Фон [172]	263	23	13	<2.5

Также широко используемой интегральной характеристикой физико-химического состояния радионуклидов в почве, отвечающей за мобильность и биологическую доступность, являются его формы нахождения. Формы нахождения ^{137}Cs в почве определялись методом последовательной экстракции, который заключается в последовательной обработке почвы специально подобранными реагентами, каждый из которых извлекает фракцию, связанную в почве определенным образом [152, 175–177]. При этом соотношение форм нахождения химических элементов, в том числе и радионуклидов, в разных почвах может варьировать в широком диапазоне [178–180].

Результаты экспериментов многих исследователей показывают, что распределение форм нахождения ^{137}Cs зависит от многих факторов, но в основном радионуклид находится в почве в формах, которые отличаются слабой миграционной активностью [178–181]. Например, в среднесуглинистых дерново-подзолистых, супесчаных почвах, красноземе в обменной форме может находиться более 20 % ^{137}Cs, а в почвах других типов в 3 раза меньше. Каштановые почвы, сероземы и черноземы отличаются содержанием обменной

формы радионуклида порядка 15–20 %, что может быть обусловлено высоким содержанием обменных оснований и гумуса в этих типах почв. Высокое содержание обменных форм ^{137}Cs (35–40 %) свойственно для почв, имеющих высокую гидролитическую кислотность, слабую степень насыщенности основаниями, легких по гранулометрическому составу [181]. Известно, что с увеличением времени контакта ^{137}Cs с почвой содержание различных форм радионуклида меняется. При этом содержание обменной и кислоторастворимой форм ^{137}Cs в дерново-подзолистой супесчаной почве через 7 лет после внесения радионуклида уменьшается в 2.5–3 раза [182]. Также в вышеуказанной работе отмечено, что за шесть лет происходит снижение содержания обменной формы ^{137}Cs в выщелоченном черноземе. Однако некоторые исследователи отмечают, что не следует ожидать однозначного снижения биологической доступности ^{137}Cs с увеличением времени его контакта с почвой в природных условиях. Так, по данным Моисеева И.Т. [181] в модельно-полевом эксперименте каких-либо однозначных тенденций уменьшения содержания водорастворимой и обменной форм ^{137}Cs в почве со временем не отмечалось.

В почве территории расположения хранилища РАО ^{137}Cs преимущественно находится в фиксированной форме (50–53%) (Таблица 9), а его водорастворимая форма составляет 8 – 9%, что минимизирует его миграцию и включение в трофические цепочки. Следовательно, ^{137}Cs в рамках оценки экологического риска для изучаемой наземной экосистемы не будет рассматриваться в качестве фактора экологической опасности для референтных видов и всей экосистемы в целом. Результаты исследований представлены в публикациях [132, 169].

Таблица 9 – Формы нахождения ^{137}Cs в почвах,%

Локаль-ный участок	Водо-растворимая	Ионо-обменная	Кислото-растворимая	Фиксирован-ная
1	8±1	29±3	10±2	53±11
1a	9±1	27±4	12±3	52±9
1b	9±1	28±6	13±2	50±15

Несколько иная ситуация складывается в отношении радиоактивного загрязнения почвы изучаемой территории техногенным радионуклидом ^{90}Sr, который на 69 – 83% находится в почве в своей ионообменной форме и на 10–24% – в водорастворимой (Таблица 10), что способствует миграции радионуклида на изучаемой территории с возможным расширением площади радиоактивного загрязнения [183].

Таблица 10 – Формы нахождения ^{90}Sr в почвах, %

Локальный участок	Водорастворимая	Ионообменная	Кислоторастворимая	Фиксированная
1	19±5	75±15	3±1	3±1
1a	13±3	78±18	5±1	4±1
1b	16±7	68±8	13±4	3±1
2a	12±5	83±19	2±1	3±1
2d	12±3	79±11	5±1	4±1
6a	13±7	81±13	5±1	1.0±0.5
7в	14±2	79±10	6±2	1.0±0.5
7b	10±2	82±18	7±3	1.0±0.3
10a	18±4	72±12	8±2	2±1
10c	10±2	82±13	7±3	1.0±0.4
10e	24±5	68±14	7±2	1.0±0.3
К1	17±8	69±13	12±3	2±1
К2	18±3	70±12	11±3	1±1
К3	20±4	71±17	8±3	1±1

Следует отметить, что полученное соотношение форм нахождения ^{90}Sr согласуется с результатами ряда работ, где указан лишь незначительный переход ^{90}Sr в необменное состояние [152, 184]. При этом не наблюдается существенного различия между разными типами почв, в отличие от ^{137}Cs. Так, при искусственном

внесении радиостронция в почву в виде растворимых солей или при конденсационном типе выпадений из атмосферы при ядерных испытаниях или авариях в обменном состоянии находится от 60 до 90% радионуклида ^{90}Sr [185]. В ходе различных экспериментов было показано, что через 7 лет после аварии на ПО «Маяк» содержание подвижной формы ^{90}Sr составляло 86 и 89% в выщелоченном черноземе и серой лесной почве, соответственно, и через 25 – 36 лет после загрязнения доли обменной формы в этих почвах практически не изменились и равнялись 87 и 86 % [186].

При этом проведение радиоэкологического мониторинга в период с 2010 по 2017 гг. на изучаемой территории позволило установить следующее (Таблица 11).

Удельная активность радионуклида ^{90}Sr в поверхностном 5-сантиметровом слое почвы локальных участков № 1, 1a, 1b, 2, 2c, находящихся возле неаварийных емкостей, и участков 12, 12b, 12c, территориально находящихся в стороне от тока грунтовых вод (Рисунок 2), посредством которых мигрирует ^{90}Sr, в период проведения исследований достигала максимум 100 Бк/кг. В почве возле аварийной емкости №4 (локальный участок 2a) наблюдается увеличение удельной активности радионуклида в период с 2010 по 2014 гг. примерно в 8 раз. Аналогичная ситуация наблюдается и для локального участка 2d, в сторону которого направлен ток грунтовых вод от аварийной емкости №4 (Рисунок 8).

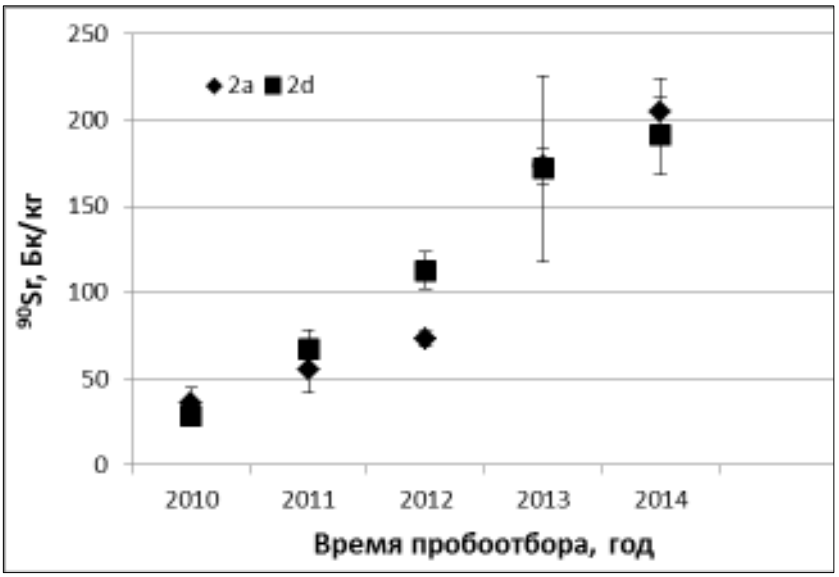


Рисунок 8 - Удельная активность ^{90}Sr в 0-5 см слое почвы

Таблица 11 – Удельная активность ^{90}Sr в почве

Локальный участок	2010 г.	2011 г.	2012 г.	2013 г.	2014 г.	2015 г.	2017 г.
1	35.0±0.7	19.0±0.7	16.7±0.9	32.0±4.0	31.5±1.3	30.0±1.3	
1a	38.7±2.2	37.7±4.2	40.0±2.0	31.7±2.4	39.2±2.5	43.7±5.1	
1b	30.0±0.3	33.3±1.6	40.7±4.4	33.3±5.1	30.4±1.7	22.0±0.6	
2	28.3±1.1	13.3±1.1	31.7±1.1	32.0±6.7	31.3±2.5	32.3±3.1	
2a	36.0±1.3	55.3±2.2	73.0±0.7	173.3±1.8	205.0±3.3	224.0±16.0	
2b	170.0±0.7	299.0±3.3		214.3±2.9	203.0±9.2	170.3±8.4	
2c	18.3±6.4	28.7±1.1	11.7±1.1	44.3±6.2	43.7±1.6	41.3±1.7	
2d	28.3±0.4	67.0±2.0	112.7±1.8	171.7±8.9	191.0±3.1	210.3±4.2	
3	70.7±1.6	59.0±2.7	27.7±3.7	25.3±1.8	21.0±1.3	20.5±1.3	10.0 ±0.6
3a				744.3±9.1	756.0±9.0	830.3±7.8	746.1±6.8
3b				155.3±10.2		102.3±7.1	
4	163.7±1.8	136.0±1.3	131.0±12.7	117.7±1.8	77.3±1.5	37.1±1.8	26.3±0.6
4a		26.3±1.1	58.3±2.4	86.0±1.3	90.8±4.1	102.3±3.2	80.0±0.8
4b				317.7±1.8	320.5±6.7	351.7±6.9	
4c				247.0±1.8	285±9.6	293.3±13.8	
6		613.3±6.4	653.3±2.4	772.7±16.9	781.3±5.1	806.7±5.6	738.7±4.6
6a	3351.7±7.8	2613.0±7.3	1707.3±11.1	1504.3±32.4	2721.7±4.2	1090.3±2.9	923.6±3.6
6b				352.7±3.1	424.7±3.1	545.3±8.4	351.7±1.9
6c				2223.7±17.8	2689.3±3.8	2720.3±6.4	2066.3±1.4
6d					1321.0±2.6	1561.0±7.3	
7a	3854.0±7.3	4035.7±32.9	4170.0±105.3	3772.0±8.3	4664.3±17.5	5203±89	4942.8±34.7
7b		683.3±44.4	603.0±8.0	547.3±5.8	1023±25	1858.7±9.1	1420.1±2.4
7c						62.3±2.9	

Продолжение Таблицы 11

7d						389.3±9.5	235.2±3.4
7e						592.7±8.3	552.4±5.6
10	283.7±1.8	248.0±4.0	278.0±9.4	331.3±5.1	350.8±54	497.3±13.6	57.4±1.0
10a		1164.3±31.6	1760.7±42.9	1656.0±4.7	1645.3±6.9	2233.3±9.1	2143.7±7.3
10b		1107.7±3.1		981.0±4.0		1108.7±4.9	854.2±3.5
10c	92.3±1.8	178.7±3.1		253.7±6.9		179.0±6.6	
10d	324.0±6.0			313.7±10.4	285.8±5.7	191.7±4.4	51.3±0.8
10e	3254.0±9.3	4457.0±17.3	1253.0±6.0	1137.0±3.3	705.1±8.6	575.7±9.4	712.0±1.9
10f						324.3±3.5	364.2±2.7
10g						298.3±8.9	413.2±1.9
10h						246.0±8.0	
10i						150.0±5.3	
10j						246.3±4.3	
10k						150.3±1.9	
10l	839.7±1.6		1137.0±6.0	712.3±4.4	698.0±3.6	706.3±6.9	685.3±7.9
10m						288.0±8.0	
11			1636.0±6.0	1864.0±95.0	1309.3±1.5	1925.3±15.1	781.9±4.2
12			16.3±8.4	18.7±2.6	19.7±6.4	17.3±2.4	
12b						36.0±2.8	
12c						64.3±4.9	
K1	1.91±0.02	1.90±0.02	1.89±0.03	1.83±0.02	1.80±0.01	1.80±0.02	1.84±0.07
K2	1.98±0.03	1.88±0.02	1.87±0.01	1.89±0.01	1.90±0.03	1.78±0.01	1.87±0.11
K3	1.87±0.02	1.88±0.02	1.80±0.02	1.85±0.01	1.89±0.02	1.85±0.01	1.87±0.09

При этом отмечается нарастание градиента концентрации ^{90}Sr в направлении от источника загрязнения (аварийной емкости) к локальным участкам, расположенным за огороженной территорией объекта, что может быть обусловлено как литологическими, так и геоморфологическими особенностями территории. Результаты исследований отражены в публикациях [139, 166].

Литологическое строение территории размещения емкостей хранилища характеризуется превалированием хорошо дренируемых песчаных отложений вплоть до глубины 16.8 м [187]. В свою очередь особенности геоморфологического строения территории благоприятны как для поверхностной, так и внутрипочвенной миграции ^{90}Sr. Миграция радионуклида с поверхностным стоком может быть обусловлена рядом факторов: уклоны местности около 10–15° способствуют развитию плоскостной и линейной эрозии; маломощный (не более 1 м в нижней части склона) делювиальный шлейф представляет собой переотложенные покровные суглинки; наличие почти прямолинейных ложбин вдоль линии максимального уклона свидетельствует о малой эрозионной устойчивости грунтов [170, 187].

Активной внутрипочвенной латеральной миграции способствует промывной водный режим зоны аэрации, легкий механический состав подпочвенных суглинков, значительные уклоны местности.

Следует отметить, что на территории, в сторону которой направлен основной сток с аварийного объекта, отмечается процесс вторичного радиоактивного загрязнения почв радионуклидом ^{90}Sr. Анализ изменения удельной активности радионуклида на данной территории в период с 2010 по 2017 гг. позволил установить несколько очагов вторичного радиоактивного загрязнения с превышением активности 1 кБк/кг, характеризующий пригодность грунта для неограниченного использования материалов (ОСПОРБ-99/2010). Здесь в 2010 г. зафиксирована максимальная удельная активность ^{90}Sr в почве локальных участков 6а (3360±384 Бк/кг), 7а (3854±44), 10е (3250±298 Бк/кг). К 2017 г. отмечается уменьшение удельной активности ^{90}Sr в почве локальных

участков 6a и 10e в 6 – 7 раз. Однако вторичное загрязнение участка 7a со временем нарастает, достигая к 2015 г. 5203±89 Бк/кг и сохраняется на уровне 4943±35 Бк/кг в 2017 г.

Следует отметить, что в почве локальных участков 3a, 4a, 4b, 4c, 6, 6b, 10, также отмечается увеличение активности радионуклида со временем, при этом обнаруживаются участки с высоким содержанием ^{90}Sr (более 1 кБк/кг) – 6d, 6c, 7b, 10b, 11 (Приложение 1. Рисунок 1 – 3). В почве участков 3, 3b, 4, 10c, 10d, 10l в период с 2010 г. по 2017 г. удельная активность радионуклида уменьшается (Рисунок 9, Приложение 1. Рисунок 1 – 3). Полученные результаты представлены в работах [134, 188–190].

Вынос активности радионуклида из 0-5 см слоя почвы на участках 3, 4, 6a, 10e описывается экспоненциальной моделью $A=A_0e^{-B*(t-2010)}$, $p<0.05$ (Рисунок 9). Параметр B равен 0.333±0.029; 0.231±0.044; 0.347±0.087; 0.191±0.068, для участков 3, 4, 6a, 10e, соответственно.

Посредством ГИС технологий была определена доля площади с превышением удельной активности ^{90}Sr в почве величины 1 кБк/кг с 2010 по 2015 гг. Для оценки функции распределения площади по величине удельной активности ^{90}Sr в почве строилась растровая карта исследуемой территории. С помощью метода обратных взвешенных расстояний по значениям активности в точках измерений вычислялись значения активности в каждой ячейке растра. Такое построение позволяет для любого заданного уровня активности определить долю ячеек растра, оцененная активность в которых выше заданного, что дает возможность построить требуемую функцию распределения.

В 2010 г. доля площади составила 10.7 %, затем наблюдается некоторое увеличение к 2011, 2012 гг., когда изучаемый показатель достигает 12.5%. К 2015 г. обнаруживается уменьшение площади с высоким содержанием радионуклида до 3.5 %, к 2017 г. – до 3.2 %, преимущественно это территория вторичного радиоактивного загрязнения в пределах притеррасного понижения, за огороженной территорией объекта.

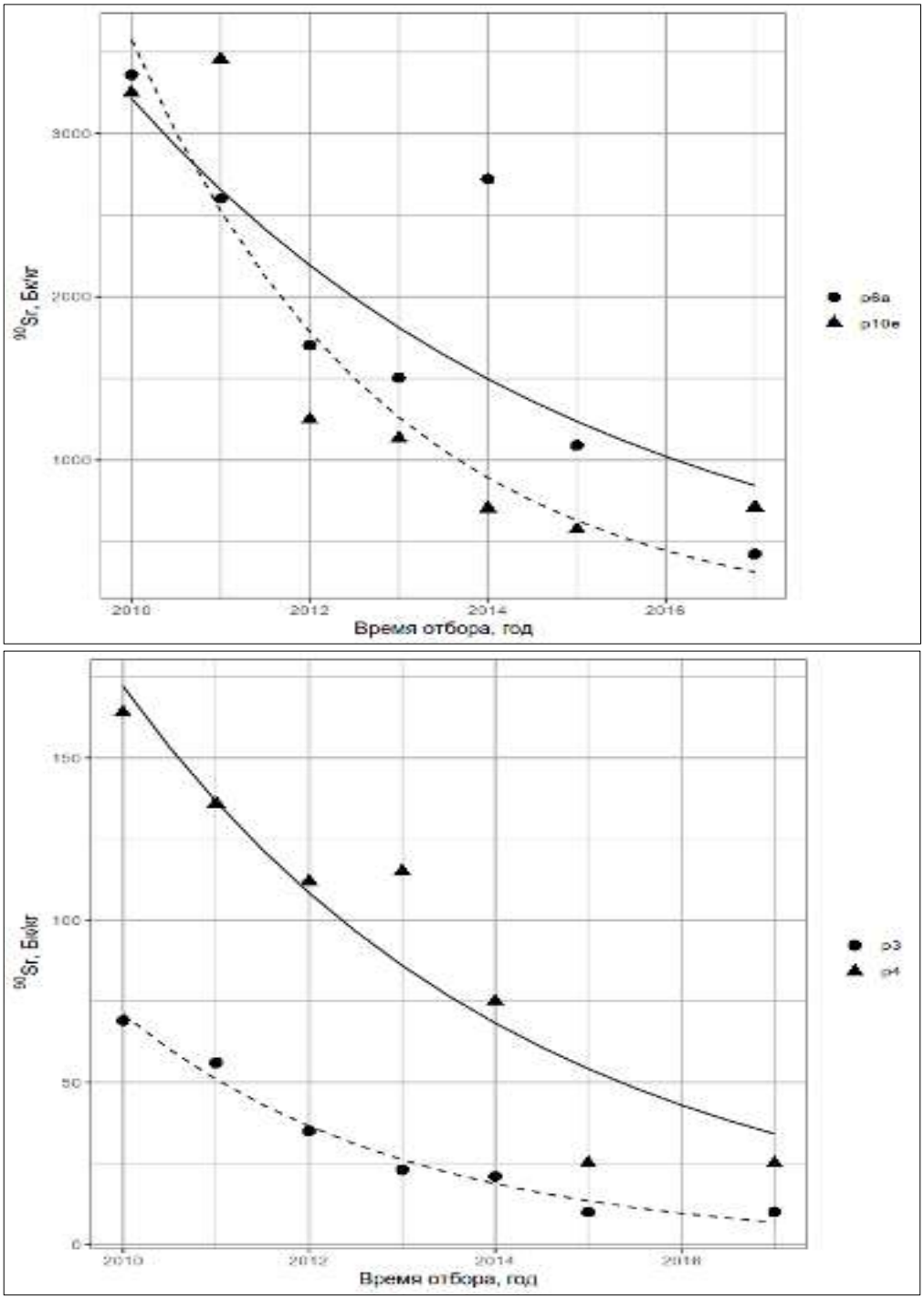


Рисунок 9 – Изменение удельной активности ^{90}Sr в 0-5 см слое почвы

На данном участке, возможно, сформировался естественный геохимический барьер сорбции ^{90}Sr, динамичный во времени, который может препятствовать дальнейшей латеральной миграции радионуклида на пойме и в воду р. Протва.

Заключение к Главе 4

Первым этапом в оценке экологического риска является идентификация опасностей, которая заключается в определении реципиента воздействия, фактора экологической опасности и оценки экспозиции. На основании проведенного мониторинга в период с 2010 по 2017 гг. водных объектов и почвы территории расположения хранилища РАО установлено следующее.

Несмотря на то, что водные объекты относятся к критическим экосистемам, а гидрологический перенос является одним из важных путей миграции загрязняющих веществ, загрязнение грунтовых и подземных вод изучаемой территории не может рассматриваться как фактор экологической опасности для биоты и населения. Подобное заключение возможно ввиду того, что, во-первых, содержание компонентов химического загрязнения и техногенного ^{137}Cs много ниже соответствующих установленных нормативов и фонового загрязнения. Во-вторых, выявленные сезонные превышения норматива содержания радионуклида ^{90}Sr в грунтовых и поверхностных водах изучаемой территории нивелируются установленной динамикой снижения объемной активности в период с 2003-2004 по 2014 гг. радионуклида до значения уровня вмешательства.

Мониторинг почв исследуемой территории включал определение и анализ содержания в почве химических элементов, естественных и техногенных радионуклидов, а также определение форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr. При этом из списка потенциальных показателей воздействия на биоту стоит исключить и радионуклид ^{137}Cs из-за выявленного локального характера загрязнения территории и минимизации процесса дальнейшего расширения зоны загрязнения. В свою очередь, удельная активность естественных радионуклидов ^{40}K, ^{226}Ra, ^{222}Th в почвах локальных участков сопоставима с фоновым содержанием, что исключает наличие естественных техногенных радиоактивных геохимических аномалий на изучаемой территории.

Следует заключить, что в рамках оценки экологического риска для территории расположения хранилища РАО в качестве фактора экологической

опасности необходимо рассматривать радионуклид ^{90}Sr в почве, а реципиентом воздействия является наземная экосистема. Подобный вывод возможен, учитывая ряд выявленных фактов. Во-первых, выявлено неоднородное загрязнение почвы изучаемой территории радионуклидом, которое отличается широким диапазоном удельных активностей ^{90}Sr в почве (от контрольных значений 1.83±0.02 Бк/кг, которые не превышают фоновое содержание радионуклида в почве, до более 5 кБк/кг). Во-вторых, за огороженной территорией расположения хранилища РАО образовался естественный геохимический барьер, где наблюдается увеличение удельной активности радионуклида по сравнению с вышерасположенными по рельефу локальными участками. При этом удельная активность радионуклида в почве достигает значений более 1 кБк/кг.

Несмотря на не превышение установленных ПДК и однородности загрязнения почв по отношению к контрольному участку, химическое загрязнение почв нельзя игнорировать ввиду возможного комбинированного действия химического и радиоактивного загрязнения на биоту.

Глава 5. Выявление референтных видов и показателей при радиоактивном загрязнении ^{90}Sr наземной экосистемы

Обеспечение безопасности эксплуатации предприятий ядерного топливного цикла, в том числе хранилищ РАО, в настоящее время рассматривается как с точки зрения влияния на человека, так и на представителей биоты. При этом вопросами оценки радиационного воздействия на человека и биоту занимаются авторитетные международные организации, включая и МКРЗ. В 2007 г. МКРЗ в своей Публикации 103 [191] указывает на необходимость при разработке стратегии радиационной безопасности окружающей среды обеспечить прямые доказательства защищенности живых организмов, а не только человека, что отражает экоцентрический принцип нормирования радиационного фактора. Таким образом, в настоящее время обсуждается смена антропоцентрической парадигмой защиты окружающей среды от воздействия ионизирующего облучения на экоцентрическую [5, 6, 9, 108]. Необходимость подтверждать, что окружающая среда защищена от радиационного воздействия, также отмечена в Международных основных нормах безопасности МАГАТЭ [4].

В настоящее время основополагающим документом в рамках развития экоцентрической системы радиационной защиты биоты является Публикация 108 МКРЗ [1], в которой предложена концепция референтных животных и растений. Подразумевается, что применение концепции референтных организмов позволит выполнять оценку радиочувствительности в целом для экосистем. При этом МКРЗ не делает акцент на завершенности набора референтных видов и не исключает его дальнейшего расширения.

Следует отметить, что в Публикации 108 вводится некоторый понятийный аппарат, в том числе понятия «референтное животное или растение» и «референтный уровень, установленный с учетом соответствующих факторов» [1]. Однако не рассмотренным остается термин,

который отражает радиационно-индуцированное изменение показателей (генетических, морфологических, поведенческих и др.) живых организмов.

В рамках диссертационной работы вводится термин «референтный показатель». Референтный показатель – это радиационно-индуцированное изменение морфологического, физиологического, биохимического или др. показателя биоты на уровне вида, популяции или экосистемы в целом, которое может быть описано достоверной моделью, имеющей пороговое значение. В свою очередь пороговое значение может выступать в качестве критической нагрузки при оценке экологического риска. Следует отметить, что многочисленные работы подтверждают постулат порогового действия при развитии принципа радиационной защиты биоты с учетом детерминированных эффектов [28, 115, 192, 193].

В настоящее время существует достаточно обширная база данных по радиационным эффектам на представителей биоты [194–200]. При этом имеются значительные пробелы в знаниях о радиационных эффектах у представителей флоры и фауны, служащей прототипом для ряда референтных видов, особенно при облучении в натурных условиях. В диссертационной работе в качестве претендентов на референтные виды рассматриваются наземные моллюски янтарка *Succinea putris* и улитка кустарниковая *F. fruticum* M. При этом определяются референтные показатели, которые на данном этапе работы включают морфологические показатели моллюсков. Также в качестве референтного показателя предлагается рассматривать биохимический показатель экосистемы – ферментативную активность почв, включая каталазную, инвертазную, уреазную и дегидрогеназную. Обоснование выбора референтых видов и показателей рассматривается ниже.

5.1 Ферментативная активность микробоценозов

Почва в структуре наземной экосистемы является главным депозиторием поступающих в окружающую среду загрязняющих веществ, в том числе и

радионуклидов техногенного происхождения, которые включаются в трофические цепочки миграции и обуславливают облучение компонент экосистемы и человека [201]. Радиоактивное загрязнение почвы может нарушать её гомеостаз и приводить к деградации [202, 203], что вызывает изменение функциональной и биохимической активности почвенных микроорганизмов [204]. В свою очередь формирование и функционирование почвенного микробного сообщества связано со свойствами почвы, что обуславливает возможность применения показателей почвенных микроорганизмов для оценки степени техногенного воздействия на наземные экосистемы [205–207]. При этом многолетними исследованиями установлена высокая эффективность экологической диагностики почвы посредством биохимических методов, среди которых наиболее перспективным считается определение показателей ферментативной активности [208–2015]. Известно, что ферменты в почве образуются микроорганизмами и корневыми системами растений, а также за счет разрушения остатков растительного и животного происхождения [216, 217]. При этом в почву ферменты поступают как с прижизненными выделениями организмов для выполнения различных физиологических функций, так и после их отмирания при разрушении тканей [212].

Ферментный комплекс почвы отличается гетерогенностью и образован преимущественно адсорбированными ферментами на почвенных компонентах, включая гумусовые, глинистые вещества, органо-минеральный комплекс. Ферменты синтезируются в почве, адсорбируются на поверхности коллоидных частиц с образованием относительно мобильных связей, таких как ионных, водородных, координационных и др. [217, 218]. Часть ферментов может находиться в свободном виде в жидкой фазе почвы [217].

Следует отметить, что уровень ферментативной активности почв определяется рядом факторов, включая природные условия, физико-химические свойства почв [217 – 223] и загрязнение почвенного покрова разного генезиса [209, 224 – 229]. При этом основная часть выполненных исследований направлена

на выявление стимулирования/угнетения ферментативной активности почв в условиях загрязнения почвы тяжелыми металлами, нефтепродуктами, а также при внесении минеральных веществ. Однако вопрос о воздействии ионизирующего излучения на ферментативную активность почв в натурных условиях остаётся слабо изученным и в основном направлен на изучение воздействия естественного радиационного фона [231–233].

В связи с вышесказанным изучение влияния техногенных радионуклидов на почвенные ферменты является актуальной задачей радиоэкологии и радиобиологии. В рамках диссертационной работы проведено исследование влияния загрязнения наземной экосистемы радионуклидом ^{90}Sr на показатели уреазной, каталазной, инвертазной и дегидрогеназной активности почв. При этом предполагается, что активность почвенных ферментов, имеющая достоверный отклик на воздействие радиоактивного загрязнения почвы, может выступать в качестве референтного показателя и входного параметра при оценке радиационного экологического риска для наземных экосистем. Для определения чувствительности показателя ферментативной активности почв к воздействию излучения ^{90}Sr в период с 2011 по 2014 гг. были проведены натурные исследования с учётом ежегодного расширения ареала экспериментальной площадки.

На основании анализа экспериментальных данных не установлено достоверного изменения активности инвертазы при увеличении удельной активности ^{90}Sr в почве от 1.83±0.02 до 3772±8 Бк/кг (Рисунок 10). При этом не выявлено статистически значимых отличий значений инвертазной активности от контроля (2.1±0.1 мг $C_6H_{12}O_6$/г/сут) на основании t-критерия Стьюдента.

Следует отметить, что в ряде исследований показано, что инвертазная активность является чувствительным показателем к содержанию органики в почве [204, 217, 222], погодно-климатическим условиям [223], повышенному естественному радиационному фону [210]. Однако загрязнение почв разного генезиса оказывает неоднозначное влияние на активность инвертазы: отмечается

стимулирование показателя при относительно малых и средних концентрациях нефтяного загрязнения и угнетение – при цементном запылении, повышении мощности экспозиционной дозы ɣ-излучения [233], химическом загрязнении [214].

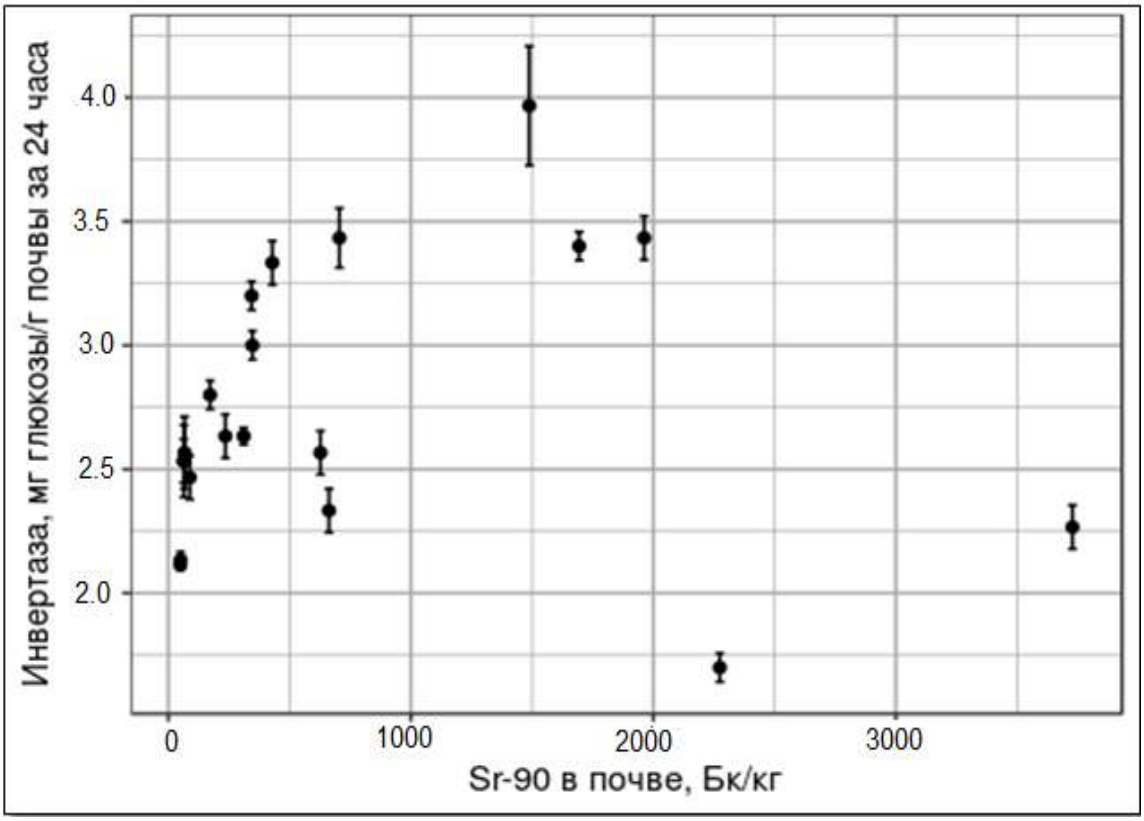


Рисунок 10 – Изменение инвертазной активности в зависимости от удельной активности ^{90}Sr в почве

В рамках диссертационной работы выявлена устойчивость активности инвертазы, которая варьирует в диапазоне от 1.7±0.2 до 4.0±0.8 мг $C_6H_{12}O_6$ /г/сут, при радиоактивном загрязнении почвы радионуклидом ^{90}Sr в диапазоне удельной активности от 1.83±0.02 до 3772±8 Бк/кг. При этом в некоторых работах также отмечается устойчивость показателя к радиационному воздействию [234] и загрязнению тяжелыми металлами [229].

Дегидрогеназная активность почвы варьирует в узком диапазоне значений от 1.5±0.5 до 3.2±0.2 мг ТФФ/10 г почвы за 24 ч (Рисунок 11). Значимых отличий

от контроля (2.1±1.1 мг ТФФ/10 г почвы за 24 ч) на основании t-критерия Стьюдента не установлено ни для одной из экспериментальных точек. Таким образом, дегидрогеназная активность почв является устойчивым показателем к радиоактивному загрязнению почвы ^{90}Sr при удельных активностях радионуклида от 1.83±0.02 до 3772±8 Бк/кг. Результаты исследований, направленных на изучение активности дегидрогеназы при загрязнении почв, имеют двоякий характер. Некоторые исследователи отмечают увеличение дегидрогеназной активности, например, при внесении минеральных веществ для легкосуглинистой почвы [220], при заглублении токсичных веществ [204]. Однако в большинстве работ указывается на ингибирующее воздействие загрязняющих веществ на активность фермента, включая загрязнение тяжелыми металлами [227], нефтепродуктами [226], а также воздействие доз γ-излучения от 35 до 60 мкР/ч, тогда как при дозах 25–30 мкР/ч проявляется устойчивость активности дегидрогеназы [233].

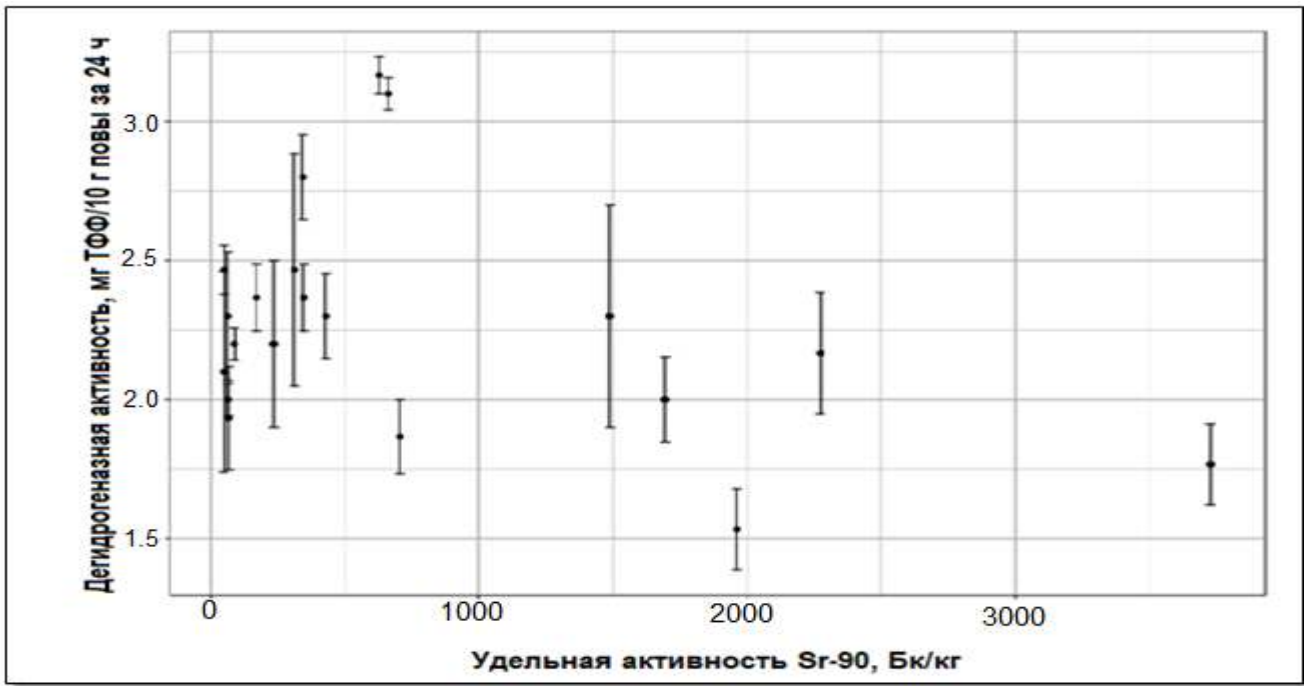


Рисунок 11 – Изменение дегидрогеназной активности в зависимости от удельной активности ^{90}Sr в почве

Аналогичная ситуация наблюдается и при анализе значений уреазной активности в почве (Рисунок 12), которые варьируют в диапазоне значений от 0.6±0.3 до 2.2±0.6 мг NH_3/10 г за 24 ч. На основании t-критерия Стьюдента не установлены значимые отличия уреазной активности в почвах локальных участков от контрольного значения (1.9±0.3 мг NH_3/10 г за 24 ч).

В ряде исследований отмечается неоднозначное изменение активности уреазы в почве при воздействии техногенных факторов. Например, стимулирование уреазной активности связано с повышением мощности ɣ-фона до 750 мкР/ч, нефтяным загрязнением малых и средних концентраций [233]. При этом отмечается и угнетение уреазной активности при радиоактивном загрязнении территории [233], загрязнении нефтепродуктами [221], влиянии аэрозольного загрязнения [204], загрязнении тяжелыми металлами [235].

В диссертационной работе установлена устойчивость уреазной активности при загрязнении почвы радионуклидом ^{90}Sr в диапазоне от 1.83±0.02 до 3772±8 Бк/кг.

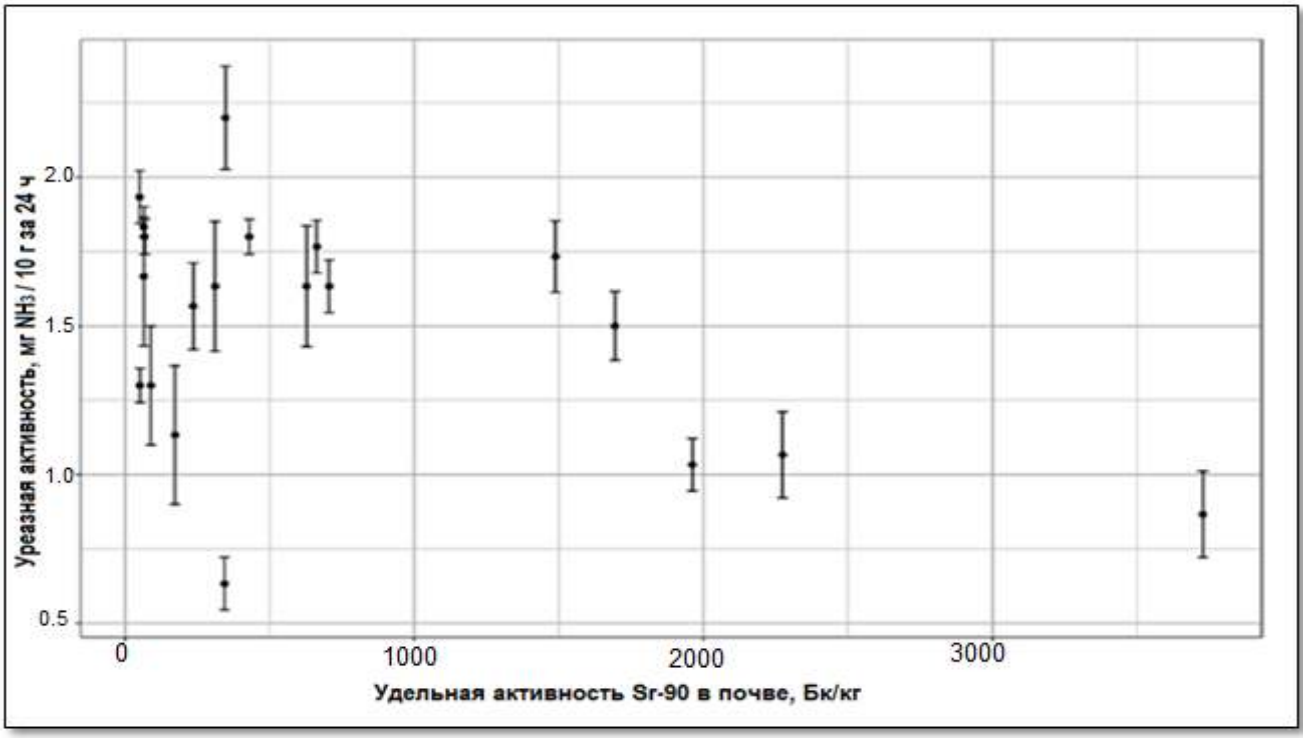


Рисунок 12 – Изменение уреазной активности в зависимости от удельной активности ^{90}Sr в почве

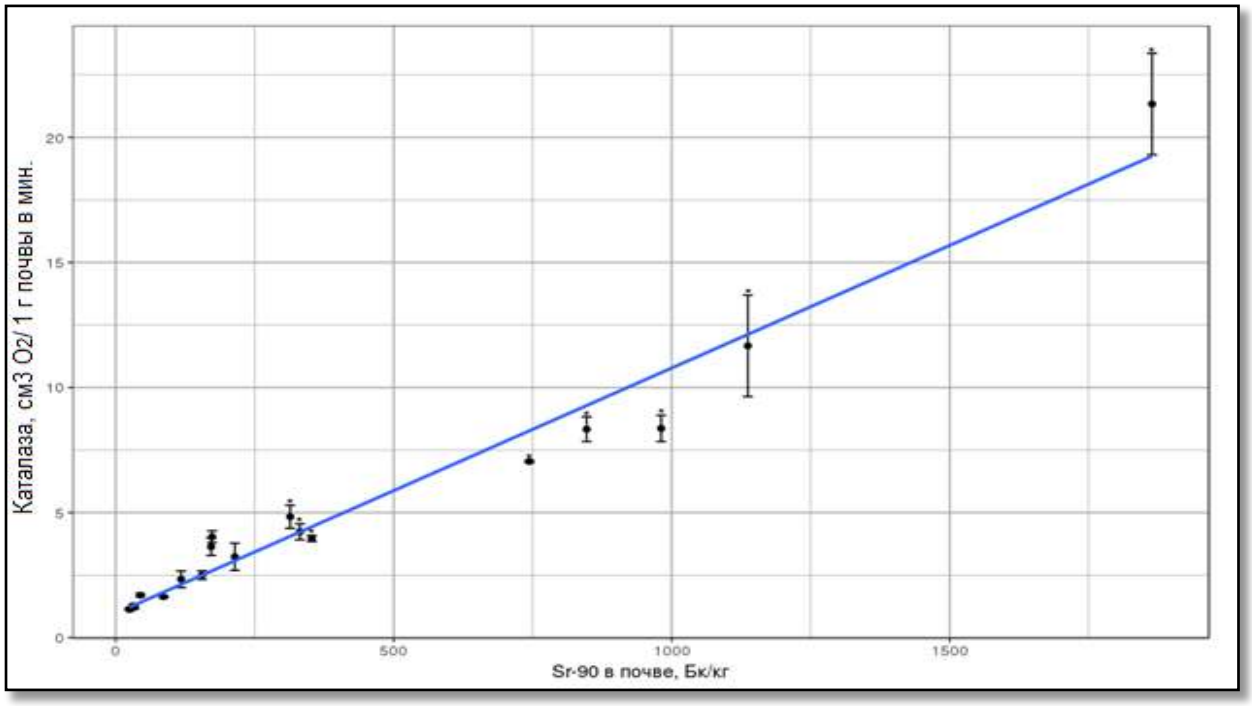
Установлено изменение каталазной активности при изменении удельной активности ^{90}Sr в почве от 1.83±0.02 до 3772±8 Бк/кг. При этом изменение каталазной активности почвы при изменении удельной активности радионуклида в почве от 1.83±0.02 до 1864±95 Бк/кг описывается достоверной линейной зависимостью. Параметры линейной регрессии в виде C =Ax+B, где x – активность ^{90}Sr. Оценка параметров: A=0,00971±0.00047; B=0.84±0.29. В силу несимметричного распределения измеренных значений каталазной активности и соответствующих значений активности ^{90}Sr в почве меру связи оценивали непараметрическими методами. При этом r-Спирмена = 0.98, что свидетельствует о выраженной зависимости.

На основании t-критерия Стьюдента установлены значимые отличия значений активности каталазы для всех исследуемых участков от контрольного значения (1.1±0.1 $см^3O_2$/г почвы в мин). При этом каталазная активность стимулируется при увеличении удельной активности в почве от 1.83±0.02 до 1864±95 Бк/кг и варьирует в диапазоне значений от 1.1±0.1 до 21.3±6.4 $см^3$ O_2/г*мин (Рисунок 13). Дальнейшее увеличение удельной активности ^{90}Sr в почве до 3772±8 Бк/кг приводит к резкому снижению активности каталазы вплоть до контрольного значения.

Известно, что активность каталазы проявляет разный отклик на техногенное воздействие. Например, в некоторых работах отмечается устойчивость каталазы к воздействию доз γ-излучения в пределах от 20 до 30 мкР/ч [234], загрязнению почвы тяжелыми металлами [220]. При этом установлено как стимулирующее действие на каталазную активность при внесении в почву нефтепродуктов [221], при увеличении МЭД от 340 до 750 мкР/ч [233], так и ингибирующее – при радиоактивном загрязнении почв [210], при высоких концентрациях тяжелых металлов в почве [236] и уровня запыления [233].

На основании вышесказанного можно заключить, что активность инвертазы, уреазы и дегидрогеназы устойчива к радиоактивному загрязнению

почвы ^{90}Sr в диапазоне удельной активности радионуклида от 1.83±0.02 до 1864±95 Бк/кг.



* значимые отличия от контроля, $p<0.05$, t – критерий Стьюдента

Рисунок 13 – Изменение каталазной активности почв в зависимости от удельной активности ^{90}Sr в почве

Каталазная активность является чувствительным ферментом к радиоактивному загрязнению почвы ^{90}Sr, и может использоваться в качестве референтного показателя при оценке экологического риска для наземной экосистемы. Результаты исследований данного раздела изложены в публикациях [237, 238].

5.2 Морфологические показатели наземных моллюсков янтарка *Succinea putris* и улитка кустарниковая F. fruticum M.

Изучению моллюсков посвящено множество работ, как фундаментального, так и прикладного характера. Моллюски давно признаны удобным инструментом биоиндикации при загрязнении окружающей среды

благодаря высоким коэффициентам накопления тяжелых металлов и радионуклидов, широкой распространенности, простоте идентификации, короткому жизненному циклу. Выполнено немало исследований по изучению возникновения биологических эффектов у моллюсков в условиях загрязнения разного генезиса. Накоплен экспериментальный материал о возникновении биологических эффектов у представителей водной малакофауны по различным показателям, включая изменение кардиоритма [239, 240], генетические показатели [241–243], репродуктивные показатели [244–246], показатели накопления загрязняющих веществ [242, 247–251]. Стоит отметить, что многие исследования были проведены на водных моллюсках, обитающих в водоемах, подвергшихся радиоактивному загрязнению [242, 244, 248, 251–255]. При этом изучению наземных представителей отводится меньше внимания, а основное направление исследований – изучение влияния естественных факторов окружающей среды на биологические показатели, видовую распространенность [141, 253 – 261].

В диссертационной работе проведены исследования, направленные на изучение радиационно-индуцированных изменений морфологических показателей моллюсков янтарка *Succinea putris* и улитка кустарниковая *F. fruticum* М., которые дмоинируют на изучаемой территории. К изучаемым показателям были отнесены масса всего организма, масса раковин, высота и ширина раковин. Выбор данных показателей обусловлен чувствительностью морфологических параметров моллюсков к загрязнению окружающей среды, что отражено в ряде работ [239, 256, 258, 262–267], в том числе и в собственных исследованиях [268].

Следует отметить, что изучение и отбор претендентов на референтные виды (янтарка *Succinea putris* и улитка кустарниковая *F. fruticum* М.) в условиях радиоактивного загрязнения наземной экосистемы проводилось в натурных экспериментах в период с 2010 по 2014 гг.

Анализ изученных показателей для моллюска янтарка *Succinea putris* позволяет отметить следующее. Не установлено изменение высоты раковины

моллюска при увеличении удельной активности ^{90}Sr в почве в изучаемом диапазоне (Таблица 12). Наблюдается небольшая вариация показателя, при этом не установлено значимых отличий высоты раковины в анализируемых выборках от контрольного значения. Также не выявлено значимого изменения ширины раковины моллюсков относительно контроля (Таблица 12).

Таблица 12 – Морфологические показатели моллюска *Succinea putris*

Локальный участок (удельная активность ^{90}Sr в почве, Бк/кг)	Высота раковины, см			Ширина раковины, см			Масса всего организма, г			Масса раковины, г		
	Q1	M	Q3	Q1	M	Q3	Q1	M	Q3	Q1	M	Q3
К1(1.83±0.02)	1,05	1,06	1,08	0,74	0,75	0,75	3,04	3,05	3,06	0,27	0,27	0,29
К2 (1.89±0.01)	1,05	1,06	1,07	0,74	0,75	0,75	3,06	3,06	3,07	0,28	0,29	0,30
К3 (1.85±0.01)	1,07	1,08	1,09	0,76	0,77	0,77	3,05	3,05	3,07	0,29	0,29	0,30
1 (32.0±4.0)	1,06	1,06	1,08	0,71	0,72	0,73	3,11	3,12	3,14	0,34	0,35	0,37
1a (31.7±2.4)	1,07	1,08	1,09	0,73	0,74	0,75	3,18	3,19	3,20	0,28	0,29	0,30
1b (33.3±5.1)	1,05	1,06	1,07	0,72	0,73	0,74	3,17	3,18	3,20	0,30	0,31	0,33
2 (32.0±6.7)	1,05	1,06	1,08	0,75	0,76	0,77	3,05	3,06	3,07	0,33	0,34	0,35
2a (173.3±1.8)	1,07	1,08	1,10	0,77	0,78	0,80	3,20	3,22	3,24	0,35	0,36	0,37
2b (214.3±2.9)	1,06	1,06	1,08	0,75	0,76	0,77	3,07	3,07	3,08	0,30	0,30	0,32
2c (44.3±6.2)	1,05	1,05	1,06	0,79	0,80	0,80	3,07	3,08	3,10	0,27	0,27	0,28
2d (171.7±8.9)	1,06	1,06	1,08	0,79	0,80	0,80	3,14	3,15	3,16	0,28	0,29	0,30
3 (25.3±1.8)	1,07	1,08	1,09	0,75	0,75	0,76	3,19	3,21	3,23	0,29	0,30	0,31
3a (744.3±9.1)	1,05	1,06	1,07	0,80	0,81	0,81	3,21	3,22	3,23	0,31	0,32	0,33
3b (155.3±10.2)	1,08	1,09	1,10	0,74	0,75	0,76	3,65	3,66*	3,67	0,36	0,36	0,38

Продолжение Таблицы 12

4 (117.7±1.8)	1,05	1,06	1,08	0,72	0,73	0,74	3,54	3,55	3,57	0,35	0,35	0,36
4a (86.0±1.3)	1,08	1,09	1,10	0,77	0,78	0,80	3,10	3,10	3,12	0,36	0,37	0,38
4b (317.7±1.8)	1,04	1,05	1,06	0,75	0,76	0,77	3,16	3,16	3,17	0,35	0,36	0,37
6 (772.7±16.9)	1,01	1,02	1,04	0,72	0,73	0,73	3,12	3,13	3,13	0,33	0,33	0,35
6a (1504.3±32.4)	1,12	1,13	1,15	0,72	0,74	0,75	3,14	3,14	3,15	0,31	0,32	0,32
6b (352.7±3.1)	1,02	1,05	1,07	0,73	0,75	0,77	3,14	3,15	3,15	0,34	0,35	0,36
6c (2223.7±17.8)	1,14	1,15	1,16	0,71	0,72	0,73	3,47	3,48	3,48	0,40	0,41	0,42
7a (3772.0±8.3)	1,12	1,12	1,14	0,73	0,74	0,75	3,02	3,03	3,05	0,40	0,40	0,41
7b (547.3±5.8)	1,01	1,02	1,03	0,74	0,75	0,76	3,06	3,07	3,08	0,31	0,31	0,32
10 (331.3±5.1)	1,04	1,05	1,06	0,85	0,85	0,86	4,13	4,13*	4,14	0,32	0,32	0,34
10a (1656±4.7)	1,13	1,14	1,15	0,72	0,73	0,74	3,94	3,94*	3,95	0,71	0,71*	0,72
10b (981.0±4.0)	1,15	1,16	1,17	0,68	0,68	0,69	3,09	3,09	3,10	0,39	0,40	0,41
10c (253.7±6.9)	1,07	1,09	1,09	0,75	0,76	0,77	3,08	3,08	3,09	0,29	0,30	0,30
10d (313.7±10.4)	1,12	1,12	1,13	0,76	0,77	0,78	3,45	3,45	3,48	0,69	0,69*	0,71
10e (1137.0±3.3)	1,03	1,04	1,05	0,71	0,72	0,72	3,03	3,04	3,05	0,23	0,24	0,25
10l (712.3±4.4)	1,04	1,05	1,07	0,75	0,76	0,77	3,09	3,09	3,10	0,30	0,31	0,33
11 (1864±95)	1,05	1,06	1,07	0,77	0,78	0,78	3,17	3,18	3,19	0,28	0,29	0,30
12 (18.7±2.6)	1,09	1,09	1,10	0,74	0,75	0,76	3,06	3,07	3,08	0,27	0,28	0,29

Примечание: М-медиана, Q1 – первый квартиль, Q3 – третий квартиль,

*- значимое отличие от контроля, $p<0.05$, U – критерий Манна-Уитни

В изучаемом диапазоне радиоактивного загрязнения наземной экосистемы радионуклидом ^{90}Sr наблюдается изменение как массы всего организма, так и отдельно раковины (Таблица 12). При этом отмечается скачкообразное увеличение массы раковины моллюска при удельной активности радионуклида в почве 313.7±8.7 Бк/кг (локальный участок 10d) и 1856±40 Бк/кг (локальный участок 10a) на фоне общей стабильности изучаемого показателя относительно контрольного значения. В свою очередь не удалось подобрать достоверную модель, описывающую это увеличение в зависимости от удельной активности ^{90}Sr в почве и крапиве.

Также отмечается изменений массы всего организма (Таблица 12), которое носит достаточно сложный характер. Значимое отличие массы *Succinea putris* от контрольного значения наблюдается для трёх локальных участков 3b, 10, 10a. Для изменения массы моллюска в зависимости от радиоактивного загрязнения почвы ^{90}Sr также не подобрана достоверная модель.

Учитывая, что изученные морфологические показатели моллюска *Succinea putris* являются устойчивыми к радиоактивному загрязнению наземной экосистемы ^{90}Sr, моллюск *Succinea putris* не будет рассматриваться в качестве референтного вида для оценки экологического риска в рамках диссертационной работы.

Несколько иная ситуация наблюдается при изучении морфологических показателей моллюска *F. fruticum* M. Установлено, что высота раковины моллюсков (Таблица 13) изменяется от контрольного значения 0.42±0.01 см до максимального значения 1.33±0.01 см для локального участка 10a. Распределение измерений можно считать нормальными (по критерию Шапиро-Уилка). При этом наблюдается значимое отличие высоты раковины по t-критерию Стьюдента для всех локальных участках (кроме 1b) относительно контроля.

Показатель массы моллюска (Таблица 13) на изучаемой территории изменяется от контрольного значения 9.91±0.52 г, достигая максимального значения 11.60±0.21 г для локального участка 4a. Однако отмечается тенденция

изменения массы моллюска в сторону уменьшения относительно контрольного значения (локальные участки 1b, 2c, 2d, 3a, 3b, 4, 6b, 7b, 10, 10a, 10e, 10l, 11, 12).

Анализ изменения массы раковины *F. fruticum* M. (Таблица 13) позволил установить, что показатель уменьшается у моллюсков всех локальных участках относительно контрольного значения (3.55±0.65 г) и достигает минимального значения 1.72±0.30 г (локальный участок 10a).

Относительно показателя ширины раковины моллюска можно заключить, что значимое отличие от контрольного значения установлено только для значения 0.18±0.01 см (локальный участок 10e).

Таблица 13 – Морфологические показатели *F. fruticum* M.

Локальный участок (удельная активность ^{90}Sr в почве, Бк/кг)	Высота раковины, см	Ширина раковины, см	Масса всего организма, г	Масса раковины, г
К1(1.83±0.02)	0.42±0.01	0.17±0.01	9.91±0.52	3.55±0.65
К2 (1.89±0.01)	0.48±0.02	0.17±0.01	10.0±0.32	3.68±0.15
К3 (1.85±0.01)	0.43±0.01	0.17±0.01	10.1±0.63	3.84±0.24
1 (32.0±4.0)	0.43±0.01	0.17±0.07	5.52±0.31*	3.50±1.02
1a (31.7±2.4)	0.44±0.01	0.17±0.04	5.53±0.16*	3.54±1.01
1b (33.3±5.1)	0.46±0.01	0.17±0.08	5.51±0.26*	3.52±1.03
2 (32.0±6.7)	0.45±0.02	0.17±0.03	5.54±0.31*	3.51±1.01
2a (173.3±1.8)	0.58±0.02*	0.17±0.08	7.93±0.12*	2.90±0.32*
2b (214.3±2.9)	0.67±0.00*	0.17±0.01	9.43±0.20	2.87±0.36*
2c (44.3±6.2)	0.41±0.00	0.17±0.03	6.65±0.55*	3.19±0.61*
2d (171.7±8.9)	0.59±0.01*	0.17±0.02	7.92±0.10*	2.91±0.49*
3 (25.3±1.8)	0.43±0.02	0.17±0.07	9.90±0.46	3.48±1.01
3a (744.3±9.1)	0.97±0.01*	0.17±0.02	5.53±0.38*	2.33±0.22*
3b (155.3±10.2)	0.55±0.02*	0.17±0.01	5.32±0.89*	2.94±0.38*
4 (117.7±1.8)	0.50±0.01*	0.17±0.03	6.24±0.39*	3.09±0.20*
4a (86.0±1.3)	0.49±0.02*	0.17±0.02	11.60±0.21*	3.05±0.43*
4b (317.7±1.8)	0.80±0.02*	0.17±0.02	7.48±0.23*	2.62±0.23*
6 (772.7±16.9)	0.86±0.01*	0.17±0.03	3.42±0.26*	2.12±0.31*
6a (1504.3±32.4)	0.94±0.03*	0.17±0.12	3.58±0.24*	1.77±0.21*
6b (352.7±3.1)	0.84±0.01*	0.17±0.01	2.37±0.29*	2.56±0.34*
6c (2223.7±17.8)	0.98±0.03*	0.17±0.13	3.52±0.38*	1.62±0.30*
7a (3772.0±8.3)	0.88±0.04*	0.17±0.11	3.44±0.47*	2.53±2.82*

Продолжение Таблицы 13

7b (547.3±5.8)	0.84±0.01*	0.17±0.01	3.33±0.15*	2.31±0.21*
10 (331.3±5.1)	0.92±0.03*	0.17±0.02	7.51±0.55*	2.61±0.22*
10a (1656±4.7)	1.33±0.01*	0.17±0.01	8.04±0.48*	1.72±0.30*
10b (981.0±4.0)	0.92±0.04*	0.17±0.03	9.49±0.12	2.10±0.19*
10c (253.7±6.9)	0.59±0.02*	0.17±0.01	7.01±0.15*	2.59±0.12*
10d (313.7±10.4)	0.71±0.01*	0.17±0.01	10.17±2.26*	2.72±0.24*
10e (1137.0±3.3)	0.83±0.01*	0.18±0.01*	6.11±0.27*	1.88±1.04*
10l (712.3±4.4)	0.87±0.03*	0.17±0.20	3.35±0.36*	2.55±2.75*
11 (1864±95)	1.42±0.01*	0.17±0.01	8.06±0.54*	1.76±0.40*
12 (18.7±2.6)	0.47±0.01	0.17±0.01	9.91±0.46	3.52±0.52

*- значимое отличие от контроля, $p<0.05$, t – критерий Стьюдента

На основании выявленных значимых изменений морфологических показателей у моллюска *F. fruticum* М. относительно контроля следует отметить, что данный вид моллюска может выступать в качестве референтного вида при оценке радиационного экологического риска для изучаемой территории. При этом в качестве референтных показателей могут быть рассмотрены морфологические параметры моллюска *F. fruticum* М. Полученные результаты представлены в публикации [238].

Заключение к Главе 5

Второй этап технологии оценки экологического риска заключается в выявлении референтных видов и показателей. Ввиду того, что концепция референтных животных и растений, предложенная МКРЗ в Публикации 108 [1], не предполагает термина для обозначения радиационно-индуцированных эффектов (не считая релевантных эффектов) для референтных видов, в диссертационной работе предлагается и обосновывается термин «референтный показатель». При этом пороговое значение изменения вышеупомянутого показателя логично может быть встроено в технологию оценки экологического риска в качестве критической нагрузки.

В диссертационной работе в качестве референтных видов для оценки экологического риска были рассмотрены два вида моллюсков янтарка *Succinea*

putris и улитка кустарниковая *F. fruticum* М. с учетом изменения морфологических показателей, включая массу раковин, массу всего организма, высоту и ширина раковин. Ввиду того, что показатели морфометрии *Succinea putris* значимо не отличается от контрольного значения, а наблюдаемые вариации показателей не могут быть описаны достоверными моделями этот вид представителей наземных моллюсков не рассматривается в качестве референтного животного. Следует отметить, что данный вывод обоснован только для конкретных радиоэкологических условий (удельная активность ^{90}Sr в почве варьирует от 1.83±0.02 до 3772.0±8.3 Бк/кг), геоморфологических и климатических условий (данный вид обитает во влажных местах) и в связи с изучением определенных показателей (морфологических).

При этом с учётом выше обозначенных условий наземный моллюск *F. fruticum* М. может выступать в качестве референтного животного, а морфологические показатели, имеющие значимое отличие от контрольных значений в сложившихся радиоэкологических условиях будут изучены как претенденты на референтные показатели при расширении ареала исследования.

Следует отметить, что технология оценки экологического риска предполагает в конечном итоге оценку на экосистемном уровне. Учитывая это, вполне логичным представляется использование биохимических показателей экосистем, включая и ферментативную активность микробоценозов. При этом можно не конкретизировать источник синтезирования ферментов (микроорганизмы, корневые системы растений, разрушение органических остатков), т.к. все источники являются компонентами функционирования экосистемы. В связи с этим в работе было проанализировано изменение каталазной, уреазной, дегидрогеназной и инвертазной активностей почвы в зависимости от увеличения удельной активности ^{90}Sr в почве от 1.83±0.02 до 3772±8 Бк/кг. На фоне достоверной устойчивости активности уреазы, инвертазы и дегидрогеназы относительно контроля установлено стимулирующее действие радионуклида в изучаемом диапазоне его содержания в почве на каталазную

активность. В свою очередь биохимический показатель экосистемы – ферментативная активность микробоценозов по каталазной активности при дальнейшем рассмотрении может выступать в качестве референтного показателя.

В данном разделе диссертации представлены результаты натурных экспериментов, проводимых на территории расположения хранилища РАО, в период с 2010 по 2014 гг. при диапазоне удельной активности ^{90}Sr в почве от 1.83±0.02 до 3772±8 Бк/кг. Дальнейшее изучение референтных показателей осуществлялось с учётом территориального расширения ареала исследования в 2015 г. и, следовательно, расширения диапазона содержания ^{90}Sr в компонентах изучаемой экосистемы. При этом были обнаружены локальные участки с содержанием радионуклида в почве более 5 кБк/кг.

Глава 6. Определение и анализ критических нагрузок на основе построения зависимостей «доза - эффект» в градиенте нагрузки

Метод критических нагрузок загрязняющих веществ был разработан как механизм контроля атмотехногенного загрязнения в рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния Европейской экономической комиссии ООН [123–125, 128]. Разработка концепции критических нагрузок изначально была основана на принципах биогеохимии и предполагала оценку определенной концентрации поллютанта, при достижении которой может проявляться его неблагоприятное действие на экосистемы.

Термин «критическая нагрузка» первоначально имел следующую интерпретацию: «Количественная оценка выпадения того или иного поллютанта, ниже которого не происходит существенного воздействия на чувствительные специфические элементы экосистем в соответствии с современным уровнем знаний» [123–125, 269]. Концепция критических нагрузок в структуре оценки экологического риска получила свое развитие как у зарубежных, так и у российских ученых. При этом в понятийный аппарат вносились некоторые поправки. С одной стороны, величина критической нагрузки характеризуется как «максимальное поступление поллютантов, которое не сопровождается необратимыми изменениями в биогеохимической структуре, биоразнообразии и продуктивности экосистем в течение длительного времени, т. е. 50—100 лет» [24, 125, 270, 271]. С другой стороны, точный период возникновения неблагоприятных изменений в экосистеме не указывается, и критическая нагрузка трактуется как нагрузка, не вызывающая долговременных негативных воздействий на экосистемы [272, 273]. Принимая во внимание любое из вышеприведенных определений необходимо учитывать, что критическая нагрузка является индикатором чувствительности экосистемы, а ключевым элементом концепции – выявление биоиндикатора или чувствительного к воздействию показателя экосистемы.

Следует отметить, что при реализации концепции критических нагрузок реципиентом может выступать наземная или пресноводная экосистемы [11]. При этом концепция основана на пороговом воздействии факторов на экосистемы в рамках построения зависимости «доза – эффект» [128, 274]. В свою очередь, в качестве критических нагрузок могут выступать значения соответствующих показателей в «точке» перегиба на построенных кривых [274–276].

В диссертационной работе предложена технология оценки радиационного экологического риска для наземной экосистемы, которая является развитием концепции критических нагрузок. Во-первых, загрязнение изучаемой экосистемы не является атмотехногенным. Во-вторых, на этапе идентификации опасности выявлено превалирование загрязнения экосистемы радионуклидом ^{90}Sr, что принципиально отличается от концепции критических нагрузок, которая предполагает анализ химического загрязнения в достаточно больших концентрациях. При этом в качестве индикаторов загрязнения нами рассматривается не один индикатор, а широкий спектр показателей, включая ферментативную активность почв, показатели накопления радионуклида в компонентах наземной экосистемы и морфофизиологические показатели животного.

6.1 Определение критической нагрузки при анализе зависимости «удельная активность ^{90}Sr в почве – изменение каталазной активности почв»

Учитывая широкое использование показателей ферментативной активности в качестве диагностического критерия экологического состояния почв и выявленную нами чувствительность каталазы к радиоактивному загрязнению изучаемой территории, каталазная активность может быть рассмотрена в качестве входного параметра для оценки экологического риска для наземной экосистемы. Следует отметить, что ферменты в почве образуются не только почвенной микробиотой, но и корневой системой растений, и в результате разложения

органического вещества. В связи с этим активность ферментов может выступать в качестве индикатора устойчивости экосистемы в целом, что в свою очередь может быть выражено через оценку экологического риска для этой экосистемы, а не только почвенной её составляющей.

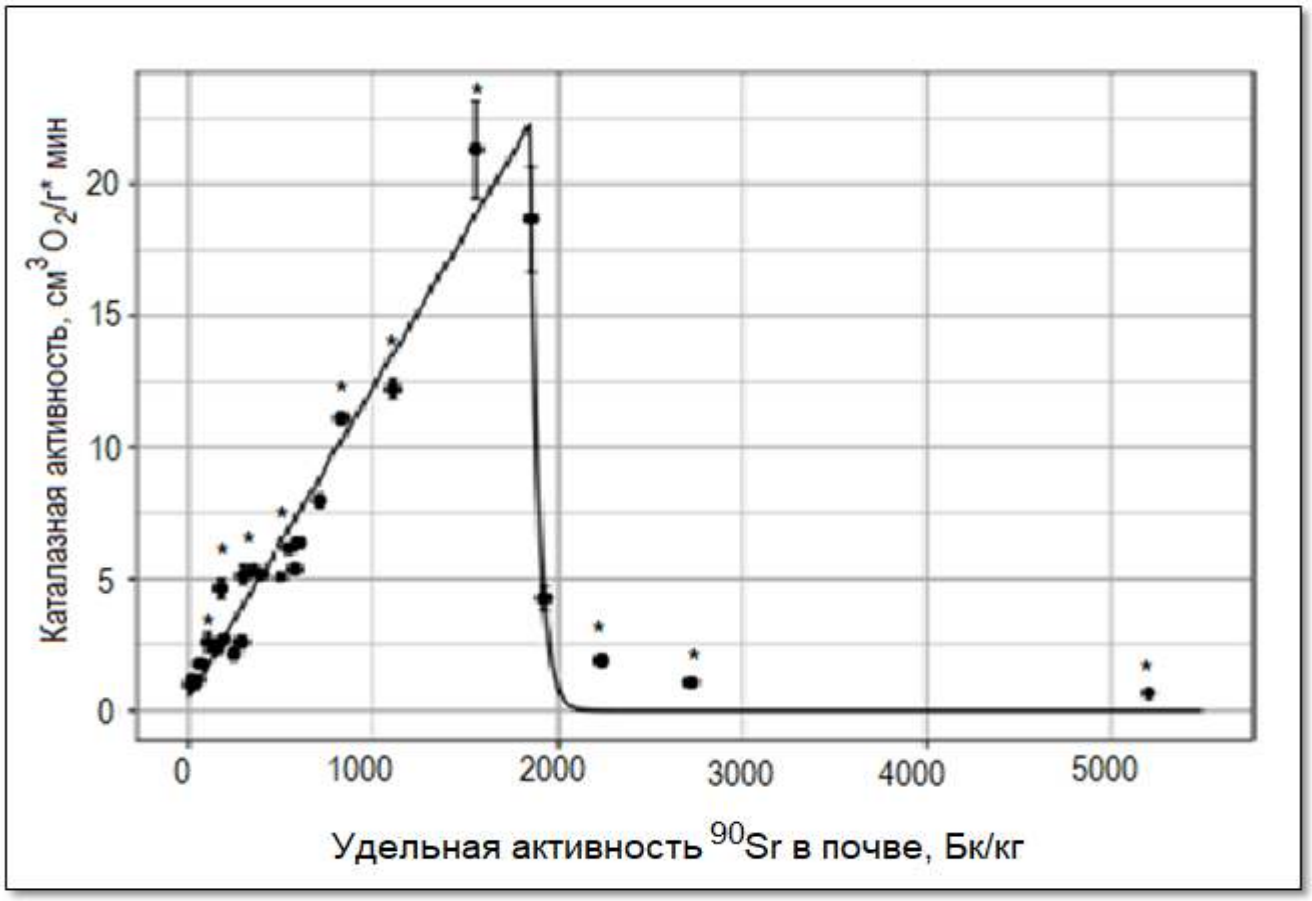
Установленное достоверное изменение каталазной активности при увеличении содержания ^{90}Sr в почве, при расширении ареала исследования, а, следовательно, и диапазона удельной активности радионуклида в почве явилось причиной дополнительного изучения отклика каталазы на радиоактивное загрязнение наземной экосистемы. Исследование проводилось в 2015 г.

Диапазон изменения удельной активности ^{90}Sr в почве от 1.83±0.02 до 5203±89 Бк/кг. При этом изменение активности каталазы может быть описано достоверной моделью с пороговым значением 21.3±5.9 $см^3O_2$/г мин (Рисунок 14, Приложение 2) при удельной активности ^{90}Sr в почве 1858±22 Бк/кг.

При удельной активности ^{90}Sr в почве от 1.83±0.02 до 1858±22 Бк/кг отмечается значительное стимулирование каталазной активности. Увеличение активности каталазы от 0.9±0.3 до 21.3±5.9 $см^3O_2$/г мин носит линейный характер и описывается уравнением вида: $y=0.482x+0.0118$ ($r=0.953$; $p<2.2E^{-}16$). Дальнейшее увеличение удельной активности ^{90}Sr в почве приводит к резкому угнетению каталазной активности до значений 0.6±0.3 $см^3O_2$/г$_*$мин при контрольном значении 0.9±0.3 $см^3O_2$/г$_*$мин. Полученные результаты опубликованы в работах [237, 277].

В результате процессов дыхания организмов и различных биохимических реакций окисления органики образуется перекись водорода. Роль каталазы заключается в разрушении ядовитой для клеток перекиси водорода на воду и молекулярный кислород в результате реакции разложения [212]. Стимулирование каталазной активности при содержании ^{90}Sr в почве от 1.83±0.02 до 1858±22 Бк/кг, возможно, обусловлено развитием устойчивых форм микроорганизмов, которые в качестве субстрата используют отмершие клетки. Увеличение удельной активности радионуклида в почве до 5203±89 Бк/кг приводит к ингибирующему

эффекту, что связано с усилением генотоксического действия на клетки микроорганизмов излучения ^{90}Sr.



* значимые отличия от контроля, $p<0.05$, t – критерий Стьюдента

Рисунок 14 – Изменение каталазной активности при увеличении удельной активности ^{90}Sr в почве

Анализ зависимости изменения каталазной активности почв от концентрации Ni, Zn, Mn, Cu, Pb, Co, Cd, Cr, Fe в почве позволил установить следующее.

Не выявлено закономерного изменения активности каталазы при увеличении концентрации химических элементов в почве (Приложение 2, Рисунок 2.1). При этом при одинаковых концентрациях химических элементов в почве наблюдается различие каталазной активности, которое составляет от 1.5 до 9 раз. Например, при одинаковой концентрации Ni в почве локальных участков 4с

и 6b, которая составляет 9.1±0.3 мг/кг, установлено различие в 2.3 раза в значениях каталазной активности почв (2.7±0.5 и 6.1±0.2 $см^3O_2$/г мин, соответственно). При этом удельная активность ^{90}Sr в почве вышеуказанных участков различается почти в 2 раза, достигая значений 293.3±13.8 и 545.3±8.4 Бк/кг, соответственно (Приложение 2, Таблица 2.1). При концентрации Ni 14.7±3.1 мг/кг почвы локальных участков 3b и 6 установлена каталазная активность почвы 2.6±0.4 и 11.3±0.9 $см^3O_2$/г мин, соответственно. При этом удельная активность ^{90}Sr в почве вышеуказанных участков различается в 8 раз, достигая значений 102.3±7.1 и 806.7±5.6 Бк/кг, соответственно (Приложение 2, Таблица 2.1). Подобное явление отмечается для всех рассмотренных химических элементов, что исключает воздействие химического и сочетанного загрязнения на изменение каталазной активности почв. Таким образом, ведущим фактором воздействия на изменение каталазной активности почвы выступает радиоактивное загрязнение ^{90}Sr.

Следует отметить, что прогрессивное уменьшение числа микроорганизмов и изменение биологической активности почвенной биоты в зависимости от воздействия радиационного фактора отмечено в работах [278, 279]. При этом в исследованиях [280] отмечается чувствительность каталазной активности к антропогенной нагрузке, в том числе и к радиоактивному загрязнению. В работе [210], посвященной изучению влияния повышенного естественного радиационного фона также отмечается снижение уровня каталазной активности при увеличении ɣ-фона.

Таким образом, для оценки радиационного экологического риска при радиоактивном загрязнении наземной экосистемы ^{90}Sr в качестве референтного показателя может выступать каталазная активность почвы, т.к выявляется значения порога в проявлении её активности. При этом входным параметром для расчета риска является критическая нагрузка – удельная активность ^{90}Sr почве – 1858±22 Бк/кг, которой соответствует критическое значение каталазной активности – 21.3±5.9 $см^3O_2$/г*мин.

6.2 Определение критической нагрузки при анализе коэффициентов накопления в системе «почва – крапива – наземный моллюск»

Для изучения закономерностей распределения радионуклидов между компонентами экосистем, а, следовательно, и связей биологических эффектов с концентрациями радионуклидов в окружающей среде применяются показатели миграции элементов в природных средах. Следует отметить, что показатели миграции еще со времен становления радиоэкологии использовались для оценки интенсивности поступления изотопов в компоненты биоты как при изучении районов с природно-повышенным [281, 282] и техногенно-повышенным фоном естественной радиации [283], так и при развитии сельскохозяйственной радиоэкологии [284, 285], и при изучении перехода радионуклидов по трофическим цепям [283, 286, 287]. Несмотря на ряд спорных моментов, касающихся адекватности применения показателей накопления радионуклидов для установления закономерностей миграции элементов, в современных радиобиологических и радиоэкологических исследованиях они широко применяются для анализа экспериментальных данных [1, 288–295]. В рамках выполняемых нами экспериментальных исследований изменение показателя КН ^{90}Sr было логично встроено в концептуальную модель зональности хронического действия радиации Г.Г. Поликарпова [31]. При этом на изучаемой территории определена принадлежность локальных участков, учитывая показатель КН ^{90}Sr раковинами моллюсками относительно удельной активности радионуклида в почве и растительности, к трем экологическим зонам [296]. При этом в зоне физиологической маскировки установлено многократное увеличение (в 2 – 14 раз) содержания радионуклида в раковинах моллюсков по сравнению с его удельной концентрацией в растительности. В зоне экологической маскировки и явных экологических эффектов наблюдается уменьшение удельной активности радионуклида в раковинах моллюсков по сравнению с его содержанием в

растительности в 8 и 40 раз соответственно. Однако в растительности не отмечается снижения удельной активности ^{90}Sr.

В диссертационной работе изменение показателей накопления, а именно, КН ^{90}Sr в компонентах системы «почва – крапива – раковины наземных моллюсков» рассматриваются в призме референтного показателя и критической нагрузки для оценки экологического риска. Следует отметить, что КН является показателем, который варьирует (наряду со многими физико-химическими свойствами экосистемы) в зависимости от содержания радионуклида в компонентах экосистемы. В связи с этим критическая нагрузка будет определяться на основе построения зависимостей изменения удельной активности ^{90}Sr в растительности и раковинах моллюсков от содержания радионуклида в почве и крапиве, соответственно.

Изучение изменения показателя накопления ^{90}Sr раковинами моллюска, а не мягкими телами или организмом в целом, от содержания радионуклида в крапиве обусловлено следующим. Для построения растущей почти весь жизненный цикл раковины моллюски используют как минеральные, так и органические вещества. При этом раковина является производной мантии и участвует в выведении из организма моллюска различных элементов. Вещества, включаясь в состав раковины, дальше не участвуют в метаболических процессах моллюска [253], но продолжают накапливаться в раковине [251]. Учитывая, что раковины наземных моллюсков содержат порядка 95-99% карбоната кальция [248], следует ожидать высокого накопления в раковинах различных химических элементов (в том числе и Sr^{2+}), путем замещения кальция в кристаллической решетке раковины [253, 297]. Высокое накопление ^{90}Sr в раковинах как пресноводных, так и наземных моллюсков отмечается рядом исследователей [183, 248, 251, 298].

Мягкие ткани, в свою очередь, являются более динамичной системой с точки зрения аккумуляции различных элементов, т.к. их концентрация в мягком теле изменяется в зависимости от физиологического состояния организма,

сезонности, а иногда и времени суток [299], что затрудняет интерпретацию экспериментальных данных по накоплению веществ в мягких телах.

Следует отметить, что основной кормовой базой для моллюска *F. fruticum* M. является крапива двудомная. Известно, что в среднем за сутки изучаемый вид моллюска потребляет 16.0 мг зеленой массы крапивы [300]. Соответственно основным путём инкорпорирования радионуклида в организм моллюска можно считать пероральный путь, что в свою очередь, учитывая и физиологические процессы, может обуславливать количество ^{90}Sr, встраиваемого в раковину моллюска. Таким образом, показатели накопления ^{90}Sr в раковинах моллюсков на изучаемой территории необходимо рассматривать с учётом удельной активности радионуклида в крапиве.

Анализ КН ^{90}Sr раковинами моллюсков позволяет выявить изменение показателя от 24.6±13.1 до 0.33±0.04 в диапазоне изменения удельной активности ^{90}Sr в крапиве от 22.3±13.4 до 10596±195 Бк/кг.

Снижение КН описывается степенной зависимостью вида $y = 1/(u*A)^{k}$, где A – удельная активность радионуклида в крапиве, Бк/кг, u и k – свободные параметры (Рисунок 15, Приложение 3) [268, 277]. Статистический анализ подобранных параметров позволяет заключить, что изменение КН ^{90}Sr раковинами моллюсков в зависимости от содержания радионуклида в крапиве описывается моделью $y = 1/(4.7E\text{-}4*A)^{0.7}$. При этом рассчитанное значение p для коэффициентов u = 0.0192, k = 3.63E-12 не превышают уровня значимости, что указывает на достоверность подобранной модели [301]. Увеличение удельной активности радионуклида в организме моллюска приводит к увеличению дозовой нагрузки, что может нарушать функционирование биологического аппарата, который отвечает за включение кальция и стронция в раковины [302]. Кроме того в работе [251] также отмечается уменьшение КН радиоизотопов, в том числе и стронция, пресноводными моллюсками при возрастании аккумуляции радионуклидов моллюсками в условиях увеличения их концентрации в окружающей среде.

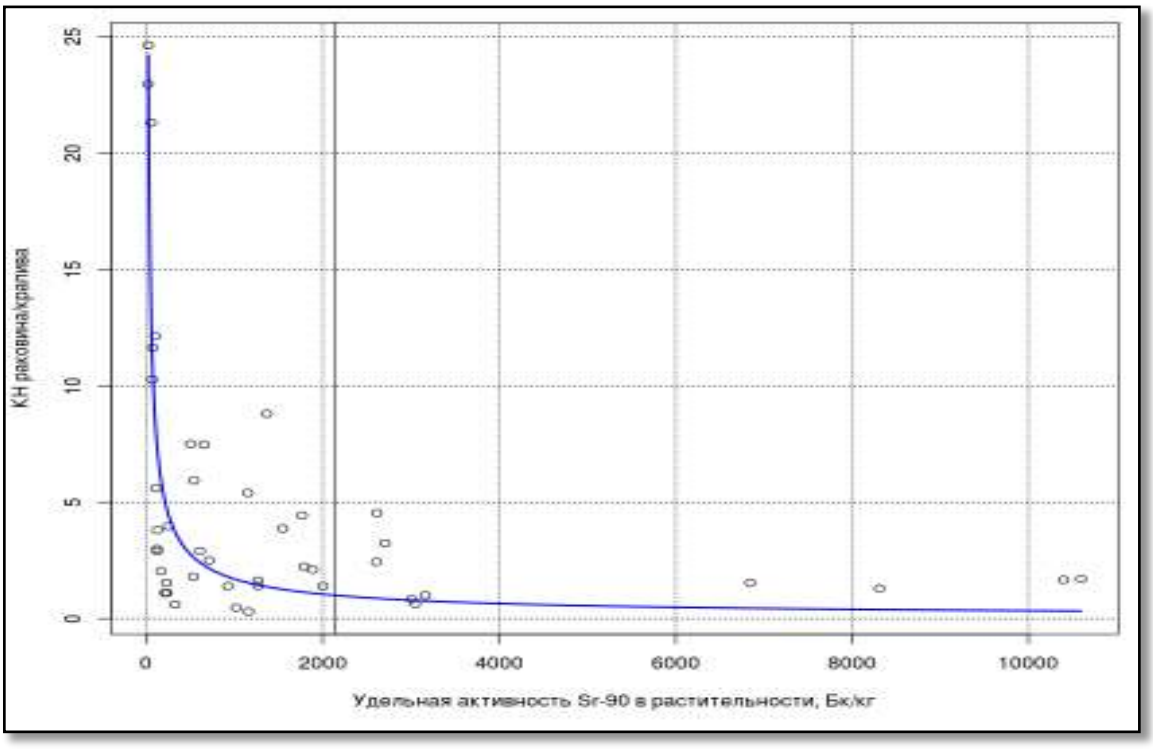


Рисунок 15 – Изменение КН ^{90}Sr раковиной моллюска в зависимости от удельной активности радионуклида в крапиве

Таким образом, КН ^{90}Sr раковинами моллюсков *F. fruticum* M. в зависимости от удельной активности радионуклида в крапиве может рассматриваться в качестве референтного показателя для референтного вида. Критической нагрузкой при анализе вышеуказанного показателя накопления является удельная активность радионуклида в крапиве 2138±52 Бк/кг, которому соответствует критическая величина КН – 1.

Учитывая кальциефильность крапивы двудомной [303] и аналогию в химическом поведении между Ca и Sr, в работе также определено и проанализировано накопление ^{90}Sr в крапиве. Анализ изменения КН ^{90}Sr крапивой двудомной в зависимости от удельной активности радионуклида в почве позволяет выявить следующее.

Как уже было отмечено, КН радионуклидов растениями зависит от многих факторов, включая физиологические особенности растения, физико-химические свойства почвы, экологические факторы. При этом значения КН могут

варьировать в широком диапазоне, достигая нескольких порядков [283, 294, 304], что также находит отражение и в проведенном исследовании.

Анализ распределения КН показывает, что распределение значений КН содержит статистические выбросы (несколько значений выше 10), медианное значение КН M=2.83, а половина значений находится в интервале от 1.63 до 4.75, межквартильный размах равен 3.125 (Приложение 3, Рисунок 16).

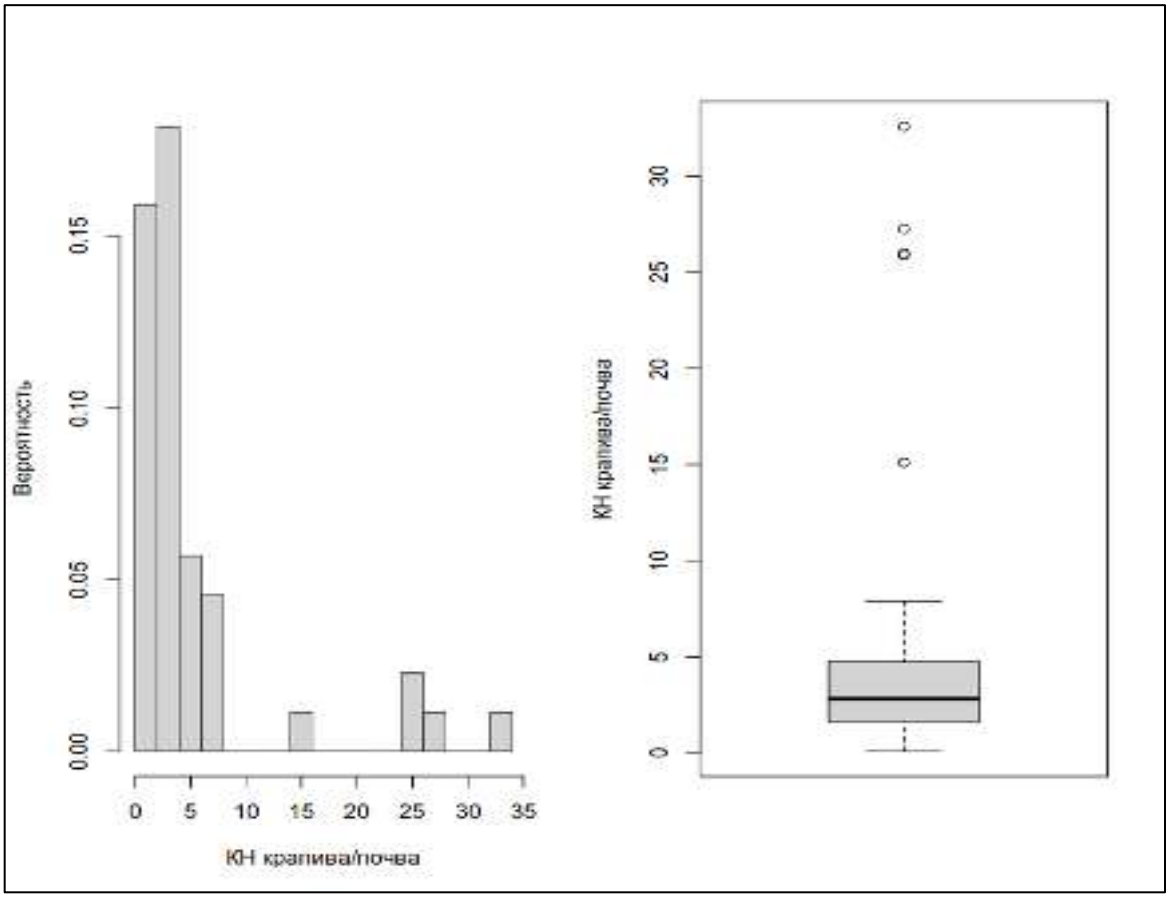


Рисунок 16 – Распределение КН ^{90}Sr в системе «почва – крапива»

Установлена линейная зависимость изменения удельной активности радионуклида в крапиве от его содержания в почве (p=0.7E-7) (Рисунок 17). При этом КН ^{90}Sr крапивой не меняется с изменением удельной активности радионуклида в почве и соответствует значению 1.92±0.30.

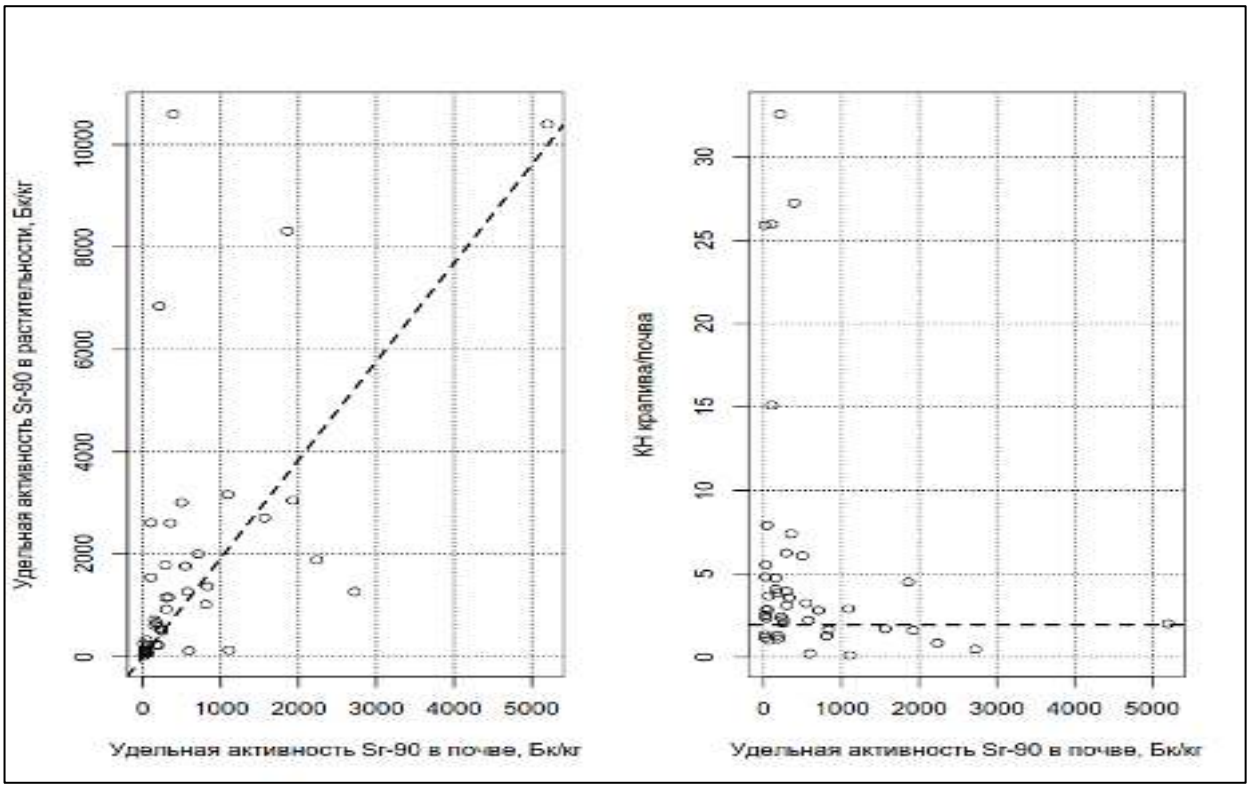


Рисунок 17 – Удельная активность ^{90}Sr и КН в системе «почва-крапива»

В связи с вышесказанным зависимость изменения показателя КН радионуклида крапивой двудомной из почвы не будет учитываться при определении критической нагрузки.

6.3 Оценка мощности поглощенной дозы облучения наземного моллюска F. fruticum M.

Согласно экоцентрической стратегии радиационной защиты биоты необходимо оценить мощность поглощенной дозы облучения представителей флоры и фауны и связать радиационно-индуцированные эффекты с мощностью дозы [107]. Оценка поглощенной дозы облучения представителей биоты является в настоящее время обязательным критерием [6]. Однако на практике в рамках сравнительного анализа воздействия радиационного фактора на человека и биоту часто проводится с применением показателей содержания

радионуклидов в компонентах окружающей среды, а не посредством доз облучения. Оценка радиационных эффектов у биоты и человека вне дозового контекста может приводить к ошибочным выводам. Подобные работы были реализованы на территориях, подвергшихся загрязнению в результате аварий на Чернобыльской АЭС и Южном Урале [6].

Следует отметить, что в настоящее время методы оценки доз облучения на живые организмы еще находятся в стадии становления [12], несмотря на накопленный достаточно обширный экспериментальный и теоретический материал. При этом многие исследователи работают с соответствующими программными пакетами, например, наиболее востребован при оценке дозовых нагрузок на референтные виды программный пакет ERICA Tool [305 – 307]. Следует отметить, что применение программного пакета ERICA Tool продиктовано рекомендациями международных организаций по защите окружающей среды от воздействия радиационного фактора. В базе данных программы ERICA Tool собраны подробные данные радиоэкологического и радиобиологического характера для большого числа биологических видов и широкого диапазона доз облучения [120]. Данная методология разработана в соответствии с [1], где ввиду многообразия представителей флоры и фауны не отрицается возможность оценки дозовых нагрузок и посредством других методов.

Оценка доз облучения осуществляется также разрабатываемыми математическими моделями с учётом конкретных радиоэкологических условий, морфологических особенностей организма, что в ряде случаев невозможно оценить посредством ERICA Tool [308 – 311].

В диссертационной работе для обоснования выбора наиболее адекватного метода оценка дозовой нагрузки на наземного моллюска *F. fruticum* М. с точки зрения учёта всех источников облучения, геометрии тела и особенностей накопления ^{90}Sr животным представлены расчеты мощности доз облучения посредством интегрированного пакета ERICA Tool [169, 312, 313], классического расчетного метода формулами Р. Левинджера, Л.Д. Маринелли [268, 313] и

разработанной нами схемы проведения дозиметрических расчетов методом Монте-Карло [313 – 316].

Входными параметрами для расчета мощности поглощенной дозы облучения наземного моллюска служат удельные активности ^{90}Sr в компонентах экосистемы: 1.83±0.02 – 5203±785 Бк/кг; 22.3±13.4 – 10596±195 Бк/кг, 76±11 – 17640±2646 Бк/кг для почвы, растительности и раковин наземных моллюсков, соответственно.

Расчет мощности поглощенной дозы облучения моллюска посредством формул Р. Левинджера, Л.Д. Маринелли осуществлялся с учетом следующих источников облучения организма.

1) Первый источник – листовая пластина крапивы. При этом учитывался период в среднем 155 дней в году, когда моллюск обитает на листовой пластине. Геометрия источника облучения, с рядом допущений, рассматривалась как бесконечно тонкая пластина. Расчет мощности дозы облучения проводился по формуле Р. Левинджера [158].

2) Второй источник – почва. При расчете мощности поглощенной дозы облучения моллюска для теплого периода, когда моллюск обитает на поверхности почвы, геометрия почвы рассматривалась как бесконечно тонкая пластина. Учитывалась удельная активность ^{90}Sr в 5-см слое почвы, расчет проводился по формуле Р. Левинджера. Для холодного периода (в среднем 155 дней), когда животные находятся в состоянии анабиоза в почве, расчет проводился по формуле Л.Д. Маринелли [158]. При этом почва рассматривалась как объемный источник.

3) Третий источник – самооблучение организма от раковины моллюска. Ввиду физиологической формы организма (кубаревидная раковина) раковина была представлена геометрией сферы. При этом учитывались средние параметры моллюсков, обитающих на территории хранилища РАО: средний диаметр 1.4±0.1 см, средняя высота 0.8±0.1 см, радиус 0.72±0.01 см, площадь 6.16±0.12 $см^2$, объем 1.57±0.09 $см^3$. Расчет годовых мощностей доз внешнего β-облучения тканей моллюсков от излучения ^{90}Sr и его дочернего радионуклида ^{90}Y, находящихся в

раковине, проводился по преобразованной формуле, полученной в результате интегрирования формулы расчета дозовой нагрузки для точечного источника от сферы [158].

При оценке мощности дозы облучения моллюска учитывалось равновесное состояние ^{90}Sr с дочерним ^{90}Y, т.е. можно говорить об этих радионуклидах как об одном излучателе ^{90}Sr+^{90}Y. Возможность использования выбранных моделей расчетов и геометрий источников облучения организма обусловлена следующим. Пробег β-частиц в мягких тканях составляет от 0.5 до 2.5 см, а для ^{90}Sr+^{90}Y при средней энергии β-частиц 0.196 МэВ пробег в мягких тканях достигает 1 см. При этом размеры организма соизмеримы с пробегом β-частиц в мягких тканях, которые представлены как однородный поглощающий слой. Толщина источников излучения листовой пластины (примерно 30 мкм) и почвенного слоя (0 – 5 см), с которыми соприкасается тело моллюска, позволяет принять допущение о бесконечно тонком источнике. При выборе методов расчета следует принять во внимание, что средний пробег в веществе β-частиц составляет около 20% от его максимального пробега R_0, а наибольшая доля от полной энергии β-излучения, которую переносит β-частица на расстояния, превышающие R_0, составляет 0.012, а для энергии излучения ^{90}Sr это значение меньше ~1%. Соответственно, доля энергии, распространяемой от поверхности источника на расстояния большие, чем максимальный пробег, не превышает наибольшую долю от полной энергии β-излучения. В связи с вышесказанным как расширение пределов применимости дозовой функции точечного источника, так и применение бесконечного предела интегрирования не приведет к значимым ошибкам [158]. Справедливость данных суждений вытекает из теоремы обратимости: средняя доза, создаваемая в данном объеме определенным количеством радиоактивного вещества, сконцентрированного в виде точечного источника, равна дозе в той же точке, создаваемой тем же количеством радиоактивного вещества, равномерно распределенного внутри данного объема [158]. Следует отметить, что до расстояний ~R_0/2 от поверхности протяженного β-источника применение формул

для распределения дозы дают надежную оценку внутри и вне источника. В случае превышения расстояния $R_0/2$ при определении дозы β-излучения в пределах или вблизи источника существуют ошибки, но они считаются незначительными. Когда источник β-облучения расположен на небольшом расстоянии по отношению к облучаемому объекту (в нашем случае при обитании на растительности моллюск мягким телом плотно прилегает к листовой пластине, внутри раковины мягкое тело распределяется по всему объему) можно характеризовать плоскость как источник пренебрежимо малой толщины, но бесконечных размеров [158].

Оценка вклада в формирование поглощенной дозы от естественных радионуклидов не учитывалась, т.к. согласно полученным экспериментальным данным (Таблица 8) их удельная активность сопоставима на всех локальных участках. В связи с этим для дальнейшего анализа экспериментальных данных учитывалась мощность дозы облучения моллюска только от ^{90}Sr [189, 296].

Установлено, что мощность поглощенной дозы облучения моллюсков радионуклидом ^{90}Sr на изучаемой территории варьирует в диапазоне значений от 3.3±0.2 до 1634±245 мГр/год (Таблица 14). При этом мощность дозы облучения моллюска от излучения ^{90}Sr, содержащегося в рассматриваемых источниках облучения, изменяется в следующем порядке: раковины (10±2 – 1189±178 мГр/год) > растительность (0.40±0.06 – 907±136 мГр/год) > почва (0.011±0.002 – 2.2±0.3 мГр/год). Следует отметить, что наибольшую дозовую нагрузку организм получает от излучения ^{90}Sr, содержащегося в раковинах моллюска [317]. Вклад излучения ^{137}Cs в формирование дозы облучения незначительный (Таблица 14) и не будет учитываться при дальнейших расчетах.

Учитывая специфику программного пакета ERICA Tool при оценке мощности поглощенной дозы облучения биологического объекта (наземного моллюска) возможен адекватный учет только одного источника облучения – почвы. При этом отсутствует возможность оценки вклада в дозу облучения при рассмотрении вегетационного периода и периода анабиоза организма. Также

программа позволяет оценить вклад самооблучения. Однако подходы программного обеспечения не дают возможности принять во внимание физиологические особенности изучаемого организма: 95% радионуклида Sr-90 депонируется в раковине. Учитывая расположение данного выводящего органа относительно мягкого тела раковину можно рассматривать и как внешнее облучение организма. Программа ERICA Tool содержит коэффициент дозового преобразования, учитывающий только внутреннее облучение моллюска. Возможность оценки мощности дозы облучения от растительности на организм наземного моллюска с использованием программы Erica Assessment Tool не представляется возможным.

Таблица 14 – Мощность дозы облучения моллюска от ^{90}Sr и ^{137}Cs (данные 2013 г.)

Локальный участок	^{90}Sr			^{137}Cs
	Мощность дозы облучения от ^{90}Sr, содержащегося в почве, мГр/год	Мощность дозы облучения от ^{90}Sr, содержащегося в растительности, мГр/год	Мощность дозы облучения от ^{90}Sr, содержащегося в раковинах, мГр/год	Мощность дозы облучения от ^{137}Cs содержащегося в почве, мГр/год
1	0.13±0.02	17.1±2.3	24±4	0.048 ± 0.007
1a	0.030±0.005	16±2	24±4	0.042 ± 0.021
1b	0.09±0.01	8.1±0.3	10±2	0.074 ± 0.011
2	0.33±0.04	8±1	42±6	0.025 ± 0.004
2a	0.21±0.03	20.1±3.1	150±23	0.003 ± 0.001
2b	0.22±0.03	22.1±3.3	12±2	0.003 ± 0.001
2c	0.7±0.1	30±3.2	333±50	0.014 ± 0.002
2d	0.011±0.002	262±39	1025±154	0.014 ± 0.002
3	0.21±0.03	2.1±0.3	17±3	0.009 ± 0.001
3a	0.032±0.005	93±14	819±123	0.007 ± 0.001
3b	0.04±0.006	65±10	777±117	-
4	0.12±0.02	8±1	24±4	0.011 ± 0.001
4a	0.04±0.01	105±16	407±61	0.006 ± 0.001
4b	0.15±0.02	178±27	433±65	0.009 ± 0.001
4c	0.12±0.02	79±12	420±63	-

Продолжение Таблицы 14

6	0.33±0.05	72±11	33±5	0.025 ± 0.004
6a	2.2±0.3	86±13	100±15	0.06 ± 0.01
6b	0.23±0.03	120±18	528±79	0.005 ± 0.001
6c	0.11±0.02	345±52	1189±178	0.004 ± 0.001
7b	0.8±0.1	907±136	726±109	0.004 ± 0.001
10	0.21±0.03	205±31	173±26	0.003 ± 0.001
10a	0.9±0.1	129±19	27±4	0.003 ± 0.001
10b	0.013±0.002	49±7	119±18	0.004 ± 0.001
10c	0.08±0.01	28±4	17±3	0.003 ± 0.001
10d	0.08±0.01	14±2	16±2	0.003 ± 0.001
10e	0.07±0.01	130±19	26±4	0.009 ± 0.001
10l	0.31±0.05	137±21	190±29	0.004 ± 0.001
11	0.8±0.1	208±31	458±69	0.006 ± 0.001
K1	0.011±0.002	1.2±0.2	2.1±0.3	0.005 ± 0.001

Мощность поглощенной дозы облучения моллюска от почвы, рассчитанная программой ERICA Tool, изменяется в диапазоне значений от 0.012±0.001 до 2.1±0.2 мГр/год (Таблица 15). Полученные результаты представлены в публикации [312, 313].

Таблица 15 – Мощность поглощенной дозы облучения моллюска *F. fruticum* M., рассчитанная посредством программы ERICA Tool (данные 2013 г.)

Локальный участок	Мощность поглощенной дозы облучения моллюска от ^{90}Sr, содержащегося в почве, мГр/год	Локальный участок	Мощность поглощенной дозы облучения моллюска от ^{90}Sr, содержащегося в почве, мГр/год
1	0.1±0.04	6	0.3±0.001
1a	0.030±0.005	6a	2.1±0.2
1b	0.1±0.01	6b	0.2±0.02
2	0.31±0.01	6c	0.1±0.01
2a	0.1±0.01	7b	0.9±0.1
2b	0.1±0.01	10	0.23±0.04
2c	0.1±0.01	10a	0.9±0.1
2d	0.01±0.001	10b	0.011±0.001
3	0.1±0.01	10c	0.12±0.02
3a	0.031±0.001	10d	0.12±0.01

Продолжение Таблицы 15

3b	0.027±0.001	10e	0.11±0.01
4	0.1±0.01	10l	0.32±0.02
4a	0.052±0.001	11	0.9±0.2
4b	0.061±0.001	Контроль	0.012±0.001
4c	0.053±0.001		

Следует отметить, что рассчитанная с применением формулы Л.Д. Маринелли мощность поглощенной дозы облучения моллюска от излучения ^{90}Sr, содержащегося в почве (от 0.011±0.002 до 2.2±0.3 мГр/год), согласуется с результатами расчета с помощью программной среды ERICA Tool (от 0.012±0.001 до 2.1±0.2 мГр/год). При этом несмотря на различие в методах расчета мощности поглощенных доз облучения *F. fruticum* M. от ^{90}Sr, содержащегося в почве рассчитанные с применением формул Р. Левинджера, Л.Д. Маринелли, коррелируют (p=1.2E-12, r=0.96) с результатами расчетов, проведенных с помощью программной среды ERICA Tool. На основании вышесказанного можно заключить, что оценка мощности поглощенной дозы облучения моллюска нецелесообразна посредством программной среды ERICA Tool ввиду того, что невозможен учёт облучения организма путем самооблучения и облучения от растительности.

В свою очередь оценка дозовой нагрузки на наземный моллюск в естественных условиях обитания классическими формулами Р. Левинджера, Л.Д. Маринелли позволяет учитывать все источники облучения организма (почва, растительность, самооблучение). Однако в применяемых формулах не ведется учет массы облучаемого тела, что является одним из входных параметров при разработке дозиметрических моделей расчета мощности поглощенной дозы облучения организмом. Ввиду того, что наземные моллюски *F. fruticum* M. являются малым биологическим объектом с небольшой массой тела (4–7 г) игнорирование показателя массы может приводить к завышенным оценкам мощности поглощенной дозы.

В связи с тем, что вышеуказанные методы не дают адекватной оценки мощности дозы облучения наземного моллюска, в диссертационной работе проведена оценка мощности дозы посредством метода Монте-Карло. Следует отметить, что применение метода Монте-Карло для решения дозиметрических задач в условиях наземных экосистем, когда источник облучения и сама мишень могут находиться и в почве, и на её поверхности (в отличие от водных организмов, когда плотность мишени и среды имеют небольшие различия) рекомендовано МКРЗ [1]. При этом Комиссия [1] отмечает преимущества численных симуляций переноса частиц через природные среды, которые реализуются методом Монте-Карло, включая использование сложных геометрических мишеней и источников, адекватный учет физики радиационного переноса, низкую неточность проведенных оценок. Этот метод широко востребован в международных проектах для решения задач дозиметрии в рамках экоцентрической стратегии защиты биоты [1, 34, 318, 319]. Следует отметить, что данный метод имеет и ряд недостатков, в частности, привязка к физическим параметрам источникаи приемника ионизирующего излучения для каждой расчетной модели, необходимость проведения интерполяции параметров для источников и приемников с другими характеристиками.

Учитывая, что основной вклад в облучение наземного моллюска на изучаемой территории вносит ^{90}Sr, решение дозиметрической задачи сводится к оценке переноса излучений β-источника ^{90}Sr и β-, ɣ- источника его дочернего радионуклида ^{90}Y. В свою очередь формируемые дозы облучения зависят от энергии излучения источников, т.е. их спектрального распределения.

Для оценки мощности поглощенной дозы облучения моллюска необходимо описание материальной и геометрической моделей объекта, а также учёт всех возможных сценариев облучения.

Материальную модель моллюска можно представить следующими параметрами:

— материал раковины моллюска, состоящей из $CaCO_3$, имеет плотность 2.7 г/см^3;

— мягкая ткань моллюска представлена 4-х компонентной системой ICRU плотностью 1 г/см^3 . Система ICRU является модельной биологической тканью для дозиметрических работ, представлена составом: H (10.1%), C (11.1%), O (76.2%), N (2.6%) [320 – 322].

Геометрическая модель имеет следующие параметры (Рисунок 18):

— моллюск представлен геометрией шара, радиус шара 1 см (допущение);

— раковина моллюска имеет геометрию сферического слоя, толщина слоя $25*10^{-4}$ см;

— масса моллюска (средняя масса моллюсков, обитающих на территории расположения хранилища РАО) – 7.2 г;

— масса раковины моллюска (средняя масса раковин моллюсков, обитающих на территории расположения хранилища РАО) – 2.7 г.

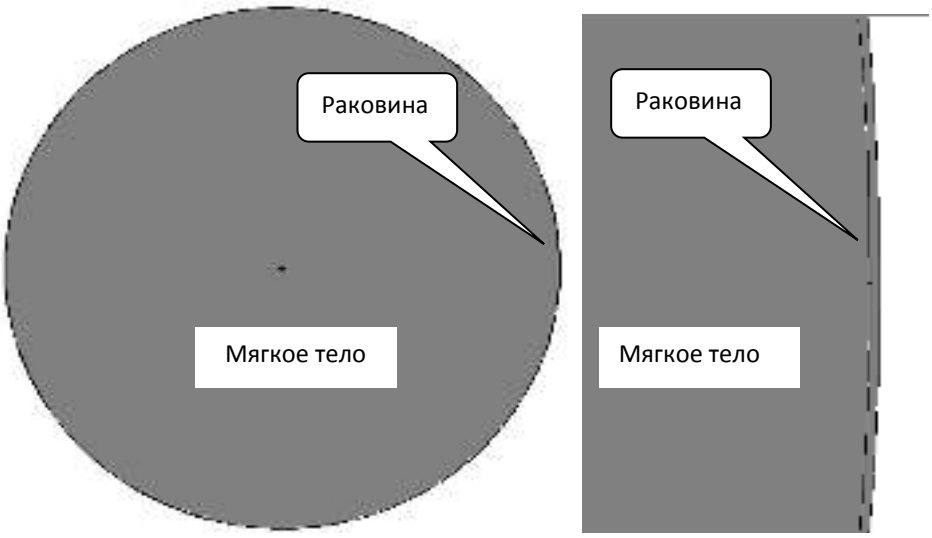


Рисунок 18 – Визуальная модель и сечение визуальной модели моллюска (получены визуализатором программы MCNP5)

Расчёты, выполненные посредством программы MCNP5 с применением различных оценок, позволяют учесть по 10^9 историй облучения для каждого

допущения. При расчётах практически для всех результатов получена дисперсия менее 0.01 %, в исключительных случаях – менее 0.3 %.

При оценке мощности поглощенной дозы облучения наземного моллюска учитывались следующие сценарии облучения.

1. Сценарий самооблучение организма предполагает следующие допущения (Рисунок 18):

— депонирование источника излучения осуществляется в раковине и мягкой ткани моллюска;

— активность ^{90}Sr в раковине и ткани распределена пропорционально содержанию Ca в $CaCO_3$ (материал раковины) и в ткани моллюска;

— период полураспада ^{90}Sr не учитывается ввиду небольшого жизненного цикла моллюска по сравнению с физическим распадом радионуклида.

2. Сценарий обитания моллюска на поверхности почвы предполагает следующие входные параметры (Рисунок 19):

— источник облучения заключен в объем почвы, геометрия почвы представлена цилиндром;

— цилиндр имеет следующие геометрические характеристики: для ^{90}Sr рассматривается цилиндр с радиусом 10 см и высотой 6 см, для ^{90}Y – с радиусом 14 см и высотой 8 см. При этом учитывалось, что доза для каждого радионуклида набирается с разной глубины;

— подбор параметров цилиндра выполнялся последовательным увеличением объёма почвы до стабилизации результата – мощности дозы облучения в раковине и мягкой ткани моллюска;

— над цилиндром находится объем воздуха;

— мишень облучения (моллюск) располагается в центре верхнего основания цилиндра.

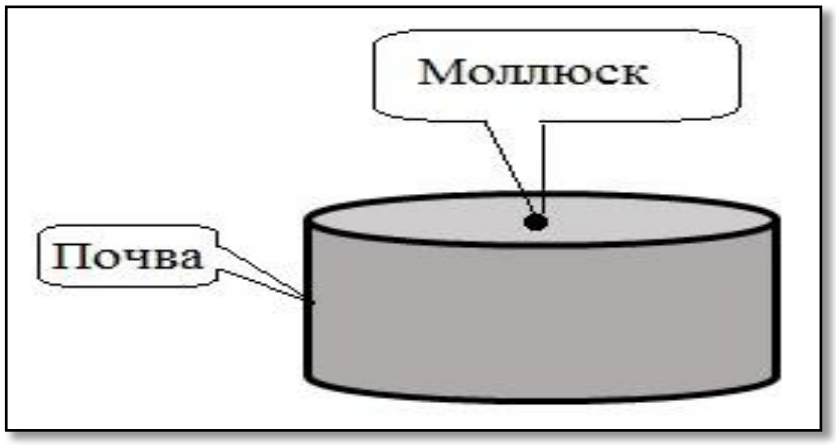


Рисунок 19 – Визуальная модель системы почва – моллюск для сценария облучения моллюска при его обитании на почве

3. Сценарий облучения моллюска в состоянии анабиоза предполагает следующее (Рисунок 20):

— моллюск зарыт в почву, геометрия объема почвы – цилиндр радиусом 19 см и высотой 11 см;

— подбор параметров цилиндра выполнялся последовательным увеличением объёма почвы до стабилизации результата – мощности дозы облучения в раковине и мягкой ткани моллюска;

— моллюск находится в центре цилиндра по радиусу и в промежуточном уровне (от 5 до 2 см) при заглублении в почву.

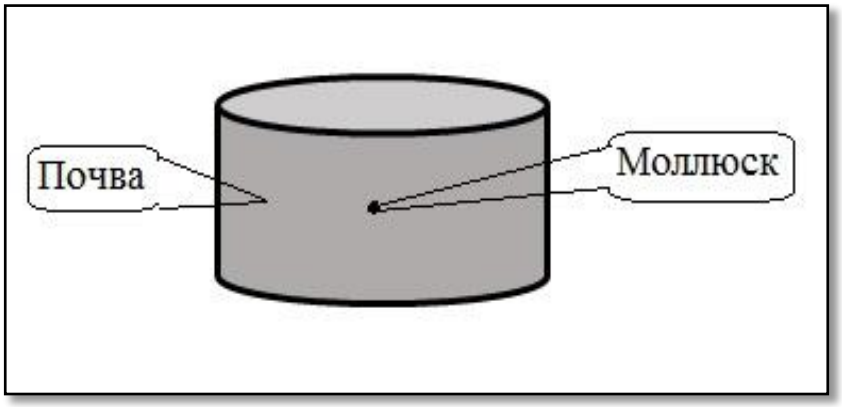


Рисунок 20 – Визуальная модель системы почва-моллюск для сценария облучения моллюска в состоянии анабиоза

4. Сценарий облучения моллюска от крапивы при обитании на растительности в вегетационный период предполагает следующие входные параметры и допущения (Рисунок 21):

— доза облучения формируется от источника излучения, заключенного в почве, т.к. при равномерном распределении биомассы крапивы в слое высотой 20 см плотность воздуха значительно больше, чем максимально заданная плотность растительности. Соответственно, вклад в формирование дозы от источника, находящегося в крапиве ничтожно мал;

— мишень (моллюск) находится на высоте 10 см над поверхностью почвы;

— при излучении от ^{90}Sr учитываются следующие параметры: излучение генерируется объемом почвы, представленным геометрией цилиндра радиусом 10 см и высотой 10 см;

— при излучении от ^{90}Y учитываются следующие параметры: излучение генерируется объемом почвы, представленным геометрией двух цилиндров с радиусом и высотой 15 см и с радиусом и высотой 20 см для β- и ɣ-излучения, соответственно.

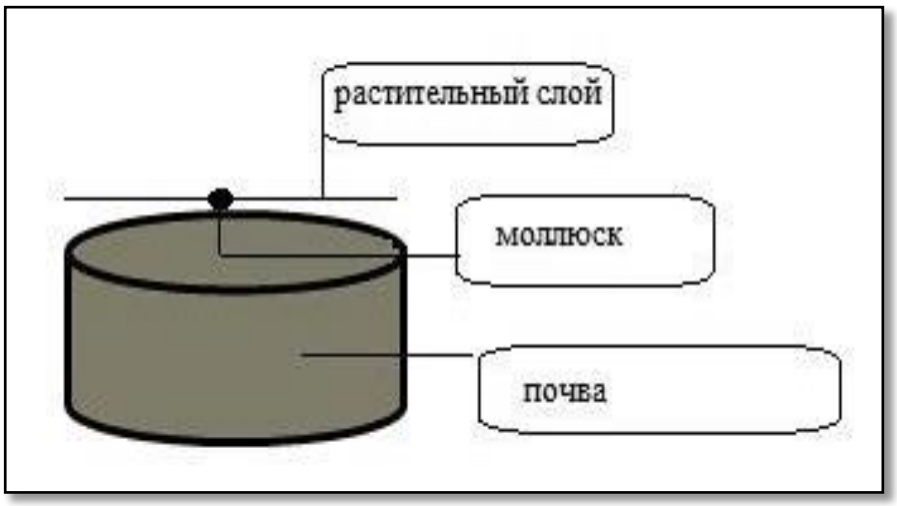


Рисунок 21 – Визуальная модель системы почва – растительность - моллюск для сценария облучения моллюска при его обитании на растительности

Для расчёта мощности дозы облучения моллюска от излучения ^{90}Sr и его дочернего радионуклида ^{90}Y были решены задачи переноса излучений β- и ɣ-источника.

В таблицах 16 – 20 приведен пример расчета мощности дозы облучения при учете удельной активности 1 Бк/кг в источнике облучения.

В таблице 16 приведен пример результатов моделирования расчета мощности дозы облучения моллюска от излучения ^{90}Sr – ^{90}Y по сценарию самооблучение. Были учтены время экспозиции, масса объекта и удельная активность радионуклида в раковине и мягком теле моллюска. При моделировании принято допущение о том, что активность ^{90}Sr в раковине и ткани распределена пропорционально содержанию Ca в $CaCO_3$ (материал раковины) и в ткани моллюска. При этом удельная активность в организме моллюска будет распределена следующим образом: 0.7% в мягком теле, 99.3% в раковине.

Таблица 16 –Мощность дозы облучения моллюска при самооблучении

Материнский нуклид	
Источник ^{90}Sr в раковине	
Мощность дозы в раковине от раковины, Гр/с	Мощность дозы в ткани от раковины, Гр/с
5.05E-11	1.01E-12
Источник ^{90}Sr в мягкой ткани	
Мощность дозы в раковине от ткани, Гр/с	Мощность дозы в ткани от ткани, Гр/с
2.78E-13	1.11E-12
Облучение от материнского нуклида	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
5.08E-11	2.12E-12
Дочерний нуклид (ɣ- и β- излучение)	
Источник ^{90}Y в раковине	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
5.85E-11+7.32E-12=6.58E-11	4.38E-12+2.42E-13=4.62E-12
Источник ^{90}Y в мягкой ткани	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
1.85E-12+3.52E-13=2.20E-12	3.59E-12+2.14E-13=3.80E-12

Продолжение Таблицы 16

Облучение от дочернего нуклида	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
6.04E-11+7.67E-12=6.81E-11	7.97E-12+4.56E-13=8.43E-12

Стоит отметить, что расчет мощности дозы облучения проведен с учетом физических процессов для электронов, а именно фотоэффекта (поглощение), генерации для оже-электронов и дельта – электронов, вылета за пределы области регистрации и генерации тормозного излучения. Для вторичных фотонов учитывался транспорт тормозного излучения, включая все рассеяния, поглощение и вылет из области. При этом при суммировании (Таблица 16 – 20) первое слагаемое учитывает излучение β-источника, второе – ɣ-источника.

Пример моделирования расчета мощности поглощенной дозы облучения при сценарии обитания моллюска на поверхности почвы представлен в табл. 17. Источник полностью (100 %) распределен в объеме почвы. Для получения окончательного результата необходимо учесть время экспозиции, массу объекта и удельную активность радионуклида в раковине и мягком теле моллюска.

Таблица 17 – Мощность дозы облучения моллюска при его обитании на поверхности почвы

Материнский нуклид	
Источник ^{90}Sr в почве	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
1.24E-15	5.66E-17
Дочерний нуклид	
Источник ^{90}Y в почве	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
8.16E-15+1.31E-15=9.47E-15	1.79E-15+1.07E-16=190E-15

Пример моделирования расчета мощности дозы облучения наземного моллюска, находящегося в состоянии анабиоза представлен в табл. 18, 19. При

этом учитывается глубина залегания животного в почве на 2 см (Таблица 18) и 5 см (Таблица 19).

Результаты моделирования показывают близкие значения мощности дозы облучения на уровне заглубления 2 и 5 см, расчеты для промежуточных уровней являются малоинформативными, поэтому не учитывались.

Таблица 18 – Мощность дозы облучения моллюска в состоянии анабиоза при его заглублении на 2 см

Материнский нуклид	
Источник ^{90}Sr в почве	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
2.86E-15	1.33E-16
Дочерний нуклид	
Источник ^{90}Y в почве	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
2.40E-14+2.68E-15=2.67E-14	5.18E-15+2.28E-16=5.41E-15

Таблица 19 – Мощность дозы облучения моллюска в состоянии анабиоза при его заглублении на 5 см

Материнский нуклид	
Источник ^{90}Sr в почве	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
2.84E-15	1.33E-16
Дочерний нуклид	
Источник ^{90}Y в почве	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
2.40E-14+2.90E-15=2.69E-14	5.36E-15+2.30E-16=5.59E-15

Расчет мощности дозы облучения моллюска при его обитании на крапиве в вегетационный период представлен в табл. 20.

Таблица 20 – Мощность дозы облучения моллюска при его обитании на растительности

Материнский нуклид	
Источник ^{90}Sr в почве	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
6.54E-16	3.08E-17
Дочерний нуклид	
Источник ^{90}Y в почве	
Мощность дозы в раковине, Гр/с	Мощность дозы в ткани, Гр/с
4.96E-15+7.50E-16=5.71E-15	1.12E-15+6.48E-17=1.18E-15

Для дальнейших расчетов мощности поглощенной дозы облучения моллюска учитывалось время экспозиции, масса животного и удельная активность радионуклида в каждом локальном участке для всех сценариев.

Мощность дозы облучения моллюска *F. fruticum* M., рассчитанная с учетом всех сценариев и допущений, варьирует в диапазоне значений от 0.32±0.07 до 76±9 мГр/год (Таблица 21). Полученные результаты опубликованы в работах [313 – 316].

Таблица 21 – Мощность поглощенной дозы облучения моллюска *F. fruticum* M. с учетом всех сценариев облучения (данные 2015 г.)

Локальный участок	Мощность дозы облучения от ^{90}Sr, содержащегося в почве, мГр/год	Мощность дозы облучения от ^{90}Sr, содержащегося в крапиве, мГр/год	Мощность дозы облучения при самооблучении, мГр/год	Мощность дозы облучения моллюска от всех источник облучения, мГр/год
1	0.030±0.001	0.021±0.001	1.37±0.03	1.41±0.04
1a	0.041±0.004	0.011±0.001	1.44±0.03	1.51±0.03
1b	0.021±0.001	0.012±0.001	4.65±0.03	4.71±0.04
2	0.032±0.003	0.011±0.001	3.40±0.03	3.41±0.04
2a	0.19±0.01	0.062±0.002	3.86±0.17	4.1±0.2

Продолжение Таблицы 21

2b	0.14±0.01	0.083±0.002	19.70±0.60	20.0±0.6
2c	0.031±0.001	0.042±0.001	0.74±0.03	1.1±0.1
2d	0.271±0.001	0.791±0.006	59.5±0.9	61±9
3	0.011±0.001	0.032±0.002	4.0±0.1	4.1±0.1
3a	0.70±0.01	0.164±0.004	48.6±0.4	49.2±0.5
3b	0.08±0.01	0.34±0.05	46.0±1.3	47.1±1.4
4	0.021±0.002	0.012±0.001	1.45±0.07	1.5±0.1
4a	0.091±0.004	0.18±0.01	24.13±0.64	24.3±0.7
4b	0.30±0.01	0.301±0.008	25.7±0.7	26.0±0.7
4c	0.24±0.01	0.13±0.01	24.9±0.5	25.0±0.6
6	0.69±0.01	0.12±0.01	1.93±0.05	2.7±0.1
6a	0.931±0.001	0.37±0.01	13.14±0.29	14.0±0.4
6b	0.46±0.01	0.20±0.01	31.3±0.7	32.0±0.7
6c	2.30±0.01	0.151±0.004	7.1±0.3	10.0±0.4
6d	1.32±0.01	0.31±0.02	35.3±0.7	37±6
7a	4.40±0.01	1.17±0.04	70.4±0.6	76±9
7b	1.58±0.01	0.96±0.02	42.9±0.4	46±1
7c	0.052±0.002	0.031±0.001	1.41±0.05	1.5±0.1
7d	0.34±0.01	1.23±0.01	71.2±0.6	73±1
7e	0.49±0.01	0.011±0.001	2.5±0.1	3.1±0.1
10	0.42±0.01	0.35±0.01	10.2±0.5	11.1±0.5
10a	1.89±0.01	0.22±0.01	16.0±0.3	18.0±0.3
10b	0.941±0.001	0.011±0.001	1.9±0.1	3.1±0.1
10c	0.15±0.01	0.031±0.002	1.01±0.03	1.23±0.04
10d	0.171±0.001	0.022±0.002	0.95±0.04	1.10±0.05
10e	0.49±0.01	0.15±0.01	8.3±0.3	9.0±0.3
10f	0.272±0.003	0.13±0.01	1.52±0.06	2.0±0.1
10g	0.25±0.01	0.111±0.004	5.17±0.22	6.0±0.3
10h	0.21±0.01	0.061±0.009	14.8±0.7	15±1
10i	0.132±0.005	0.082±0.002	7.1±0.1	7.1±0.2
10j	0.213±0.005	0.061±0.002	12.9±0.3	13.1±0.4
10k	0.132±0.002	0.073±0.001	7.12±0.36	7.0±0.4
10l	0.60±0.01	0.231±0.002	11.23±0.28	12.1±0.3
10m	0.25±0.01	0.211±0.003	16.24±0.48	17.0±0.6
11	1.62±0.01	0.35±0.01	7.8±0.5	10.0±0.6
12	0.014±0.002	0.003±0.001	2.16±0.14	2.1±0.2
12b	0.032±0.002	0.011±0.001	4.9±0.5	5.0±0.5
12c	0.051±0.004	0.013±0.001	2.6±0.2	3.0±0.3
K	0.021±0.004	0.003±0.001	0.3±0.02	0.32±0.07

Следует отметить, что мощность поглощенной дозы облучения моллюска практически на всех изучаемых локальных участках (на 95 % участков) формируется за счет самооблучения животного [313, 314]. При этом наименьший вклад в формирование дозовой нагрузки на наземного моллюска вносит облучение от крапивы двудомной при его обитании на растительности в вегетационный период.

На основании вышесказанного можно заключить, что из рассмотренных методов расчета мощности дозы облучения наиболее адекватные оценки дает расчет методом Монте-Карло. Подобное заключение обосновывается тем, что применение этого метода позволяет учесть максимально возможные сценарии облучения моллюска, максимальное количество входных параметров, включая массу и геометрию организма, а также дозиметрические и физические особенности источника облучения.

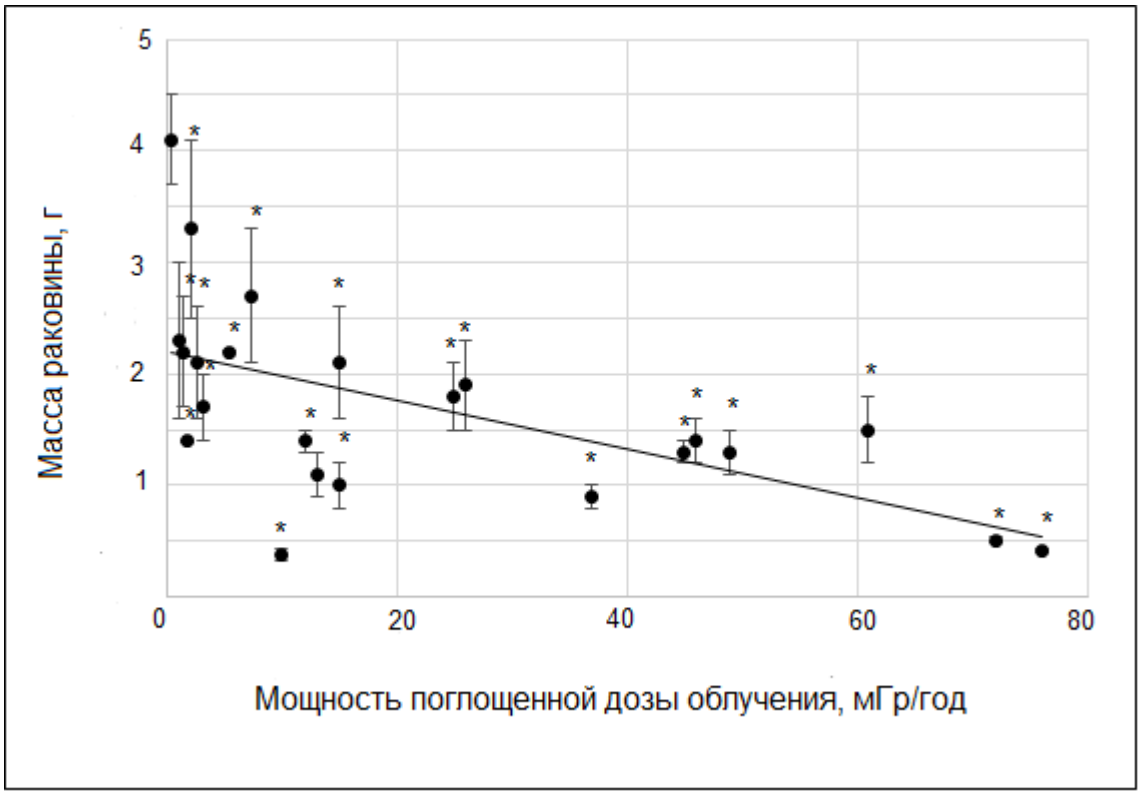
6.4 Определение критической нагрузки при анализе зависимости «мощность дозы облучения моллюска *F. fruticum* М. – изменение морфологических показателей моллюска»

При поиске референтного вида для оценки экологического риска для наземной экосистемы был выбран наземный моллюск *F. fruticum* М. Как установлено ранее при облучении моллюсков на изучаемой территории значимое отличие от контроля имеют морфологические признаки животного, включая высоту раковины, массу раковины моллюска и массу всего организма (Таблица 13). Вышеуказанные параметры могут быть рассмотрены в качестве претендентов на референтные показатели, для изучения которых в диссертационной работе представлен анализ экспериментальных данных за 2015 г. При этом для адекватного обоснования исследуемых показателей учитывался фактор плотности популяции моллюсков. Анализировались экспериментальные данные,

полученные на локальных участках пробоотбора, где плотность популяции моллюска составляла в среднем 24 экз./м^2.

Анализ изменения массы всего организма от увеличения мощности поглощенной дозы облучения моллюска не выявил достоверной зависимости. Однако наблюдается достоверное линейное снижение массы раковин от 4.1±0.4 до 0.38±0.02 г при увеличении дозовой нагрузки на организм от 0.32±0.07 до 76±9 мГр/год (Рисунок 22), которое описывается уравнением y= -0.02x+2.2 (r=0.923, p<0,05). Снижение как массы всего организма, так и массы раковины может свидетельствовать о нарушении ростовых процессов [263], которые могут быть вызваны антропогенным воздействием [323], включая ионизирующее излучение. При этом установленное уменьшение массы раковины моллюска может обосновываться биохимическими особенностями ^{90}Sr и особенностями метаболизма моллюска. Радионуклид замещает Ca в структуре раковины моллюска и может вызывать деминерализацию. В свою очередь биохимические процессы встраивания Ca в раковину могут быть нарушены из-за снижения активности ферментов, в состав которых он входит, что отражается на развитии организма, включая массу раковины [324].

Масса раковины моллюска *F. fruticum* M. достоверно уменьшается в диапазоне мощности поглощенной дозы 0.32±0.07 до 76±9 мГр/год и может рассматриваться в качестве референтного показателя при обосновании кустарниковой улитки как претендента на референтный вид [314]. Следует отметить, что эффект снижения массы моллюска отмечается в работе [325]. При этом исследователи наблюдают эффект снижения массы моллюсков вида *Achatina fulica* при загрязнении среды их обитания Ni, а также при дыхании и кожном контакте с водными аэрозолями сточных вод.

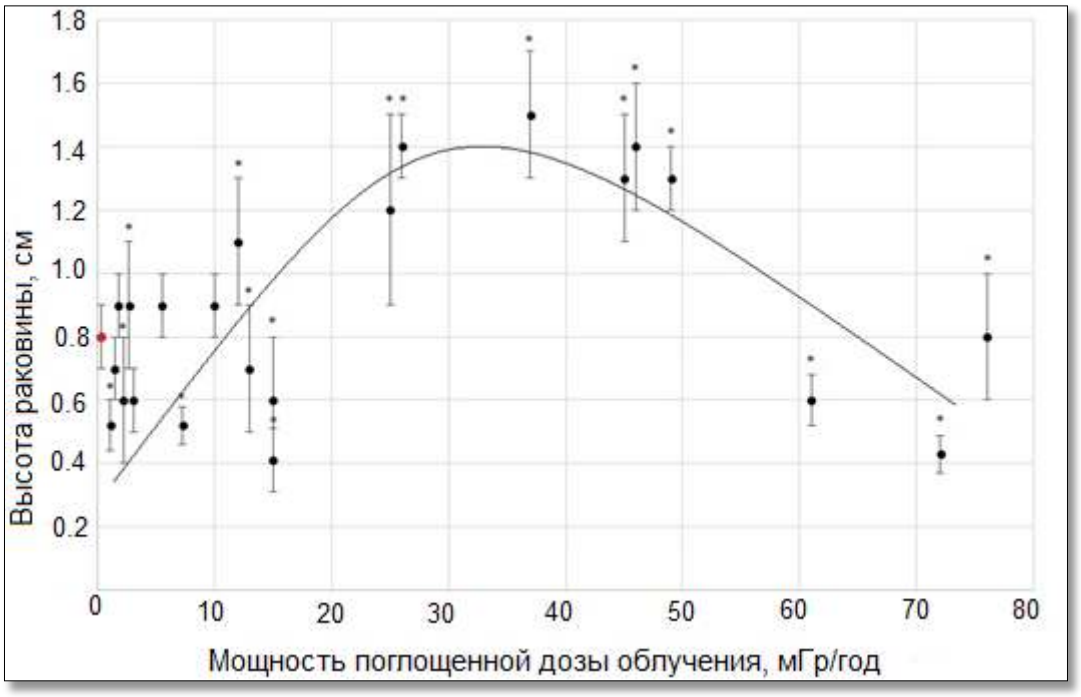


*- значимое отличие от контроля, p<0.05, t – критерий Стьюдента

Рисунок 22 – Изменение массы раковин моллюска *F. fruticum* M. от мощности поглощенной дозы облучения моллюска

Однако выявленная линейная зависимость не имеет порогового значения, которое может служить значением критической нагрузки при оценке экологического риска. Учитывая вышесказанное, масса раковины моллюска *F. fruticum* M. и масса всего организма не будут учитываться при оценке экологического риска для изучаемой наземной экосистемы.

Анализ изменения высоты раковины наземного моллюска при увеличении мощности поглощенной дозы облучения позволил выявить следующее. Установлено достоверное изменение показателя (p<0,05), которое описывается уравнением вида $y=0.5+0.06xe^{(-0.04x)}$ (Рисунок 23, Приложение 4). Результаты исследований отражены в публикации [314].



*- значимое отличие от контроля, $p<0.05$, t – критерий Стьюдента

Рисунок 23 – Изменение высоты раковины моллюска *F. fruticum* М. от мощности поглощенной дозы облучения

Изменение мощности поглощенной дозы облучения моллюска от контрольного значения 0.32±0.07 мГр/год до 37±6 мГр/год приводит к увеличению высоты раковины от 0.8±0.1 до 1.5±0.3 см. Однако наблюдается угнетение ростового параметра, что отражается на снижении высоты раковины до 0.41±0.06 см при повышении мощности дозы до 76±9 мГр/год [314].

Следует отметить, что изменение морфологических показателей представителей водной и наземной малакофауны при влиянии факторов разного генезиса неоднократно отмечается исследователями [256, 264, 326]. При этом необходимо учитывать, что на морфологические параметры раковины моллюсков оказывает влияние ряд факторов, включая физико-химические особенности среды обитания [261, 267, 327], климатические факторы [256], плотность популяции [140], возраст моллюсков [327, 328], загрязнение среды обитания моллюска [247, 323].

Условия выполнения натурного эксперимента с наземными моллюсками на территории расположения хранилища РАО исключает вышеуказанные факторы воздействия, кроме радиационного, что обосновывается следующим. Эксперимент осуществлялся на территории, ограниченной по площади (0.54 га), что в свою очередь исключает изменение высоты раковины моллюсков относительно контрольного участка из-за климатических и частично (без учета антропогенного загрязнения) физико-химических факторов. Кроме того при анализе изменения высоты раковины моллюсков учитывались экспериментальные данные пробоотбора одного года – 2015 г. Влияние плотности популяции на морфологические показатели исключается в рамках данного эксперимента, т.к. для анализа экспериментальных данных учитывались локальные участки пробоотбора с одинаковой средней плотностью – 24 экз./м^2.

Возраст моллюска как фактор изменчивости ростовых показателей также исключается ввиду того, что для проведения эксперимента осуществлялся пробоотбор моллюсков одной возрастной группы, а именно половозрелых особей. Возрастные особенности являются важным фактором при изучении морфологических показателей моллюсков ввиду того, что стабилизация роста раковины наступает при достижении моллюском половозрелости. Тогда как в возрасте до половозрелости отмечается увеличение раковины в геометрической прогрессии, а в период старения – замедленный рост [328].

На основании вышесказанного можно предположить, что на изменение раковины моллюска оказывает влияние загрязнение среды его обитания. При этом химическое загрязнение почвы изучаемой территории характеризуется однородностью, как по отношению к контрольному участку, так и изучаемых локальных участков относительно друг друга (Таблица 7). Также не наблюдается зависимость изменение ростового показателя от суммарного показателя загрязнения почвы химическими веществами относительно их фонового содержания (Приложение 4, Рисунок 4.1).

Учитывая неравномерное загрязнение почвенно-растительного покрова радионуклидом ^{90}Sr изучаемой территории (20±3 – 5203±785 Бк/кг в почве, 22.3±13.4 – 10596±195 Бк/кг в крапиве), которое обуславливает широкий диапазон мощности дозы облучения моллюска (0.32±0.07 – 76±9 мГр/год), можно утверждать о радиационно-индуцированном изменении высоты раковины [329].

Известно, что возникновение стрессовых ситуаций приводит к интенсификации метаболических ресурсов [329, 330]. Можно предположить, что при мощности дозы облучения более 37±6 мГр/год метаболические процессы моллюска подавляются, что приводит к дисфункции гепатопанкреаса и, следовательно, к уменьшению запасания Ca из пищи для построения раковины [331]. В свою очередь, мощность поглощенной дозы облучения 37±6 мГр/год, превышение которой приводит к уменьшению высоты раковины, может учитываться как критическая нагрузка при оценке радиационного экологического риска, что соответствует высоте раковины 1.5±0.3 см.

6.5 Определение критической нагрузки при анализе зависимости «мощность дозы облучения моллюска *F. fruticum* M. – изменение уровня белков-MT в мягких телах моллюска»

Для выявления референтных показателей в рамках оценки радиационного экологического риска для наземной экосистемы кроме морфологических параметров осуществлялся анализ изменения биохимического показателя физиологического статуса – белков-MT. MT являются низкомолекулярными белками (6 – 7 кДа), которые содержат 28 – 33% цистеина [332]. Протеины участвуют во внутриклеточном гомеостазе металлов, которые необходимы организму, а одна молекула MT связывает до 12 атомов металлов [333].

Следует отметить, что изучение синтеза белков-MT является актуальным направлением исследований ввиду стрессового характера их синтеза, способности к детоксикации ряда соединений, широкой распространенности, связанной с тем,

что МТ обнаружены во всех эукариотических и прокариотических организмах [332, 334 – 336]. При этом выполнены исследования, направленные на изучение изменения уровня белков-МТ в ответ на разные факторы воздействия в организме рыб [337, 338], крыс [336, 339], мышей [332, 340]. Следует отметить, что имеются исследования изменения уровня белков-МТ у представителей малакофауны в условиях загрязнения окружающей среды [341 – 347].

Многими исследователями установлено, что синтез МТ в организме животных многих таксономических групп ввиду их способности образовывать комплексы с тяжелыми металлами, которые участвуют во внутриклеточных механизмах регуляции, является чувствительным индикатором возникающих биологических эффектов при воздействии металлов [348, 349]. Например, в работах [350, 351] рассматривается и подтверждается возможность использования МТ в качестве биоиндикатора загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами на основании предъявляемых к индикаторам требований. При этом отмечается, что белки-МТ обладают способностью раннего обнаружения действия тяжелых металлов, доступны для определения, а также при анализе изменения их уровня в зависимости от концентрации загрязняющих веществ окружающей среды возможно установление зависимости «доза-эффект». В свою очередь, показатель изменения уровня белков-МТ в тканях представителей биоты может быть использован для контроля качества окружающей среды, в том числе и в рамках оценки экологического риска.

Известно, что индукция белков-МТ является реакцией на воздействие различных факторов, включая тяжелые металлы [339, 343, 348, 349], радиационное воздействие [332, 335, 336, 346, 352, 353], ультрафиолетовое облучение [332, 352], тепловое воздействие [346]. При этом в работе [354] отмечается, что если не происходит индукции МТ, то чувствительность тканей к влиянию стрессовых факторов может возрастать.

В диссертационной работе уровень белков-МТ в мягких тканях моллюсков *F. fruticum* М. рассматривается как референтый показатель при хроническом

облучении животного радионуклидом ^{90}Sr. Для изучения потенциальной чувствительности показателя к воздействию ионизирующего излучения был проведен лабораторный эксперимент, основанный на облучении интактных групп моллюсков в диапазоне 0.1 Гр – 1 Гр и дальнейшем определении уровня белков-МТ. Анализ результатов лабораторного эксперимента позволяет отметить чувствительность показателя уровень белков-МТ в мягких телах наземных моллюсков при воздействии радиационного фактора (Таблица 22). При этом при мощности поглощенной дозы облучения 0.1 Гр отмечается уменьшение удельного содержания белков-МТ до значения 9.7±3.1 мкг/г относительно контрольного значения (13.7±4.9 мкг/г). Увеличение мощности дозы облучения от 0.2 до 0.7 Гр приводит к увеличению синтеза белков до удельной активности 17.7±2.4 мкг/г. При дальнейшем увеличении дозовой нагрузки на моллюска до 1 Гр отмечается уменьшение уровня белков-МТ до 4.4±0.8 мкг/г. При наблюдаемом уменьшении уровня белков МТ, вероятно, клетки моллюска израсходовали имевшийся запас МТ на связывание образовавшихся при облучении свободных радикалов.

Стоит отметить, что во многих исследованиях, направленных на изучение индукции синтеза белков-МТ в организме животных, проводились эксперименты с большими дозами ионизирующего излучения [332, 336, 355]. Данный подход некоторыми учеными [335, 356] подвергается критике ввиду затруднения экстраполяции выявленных эффектов в условиях низкодозового облучения животных в естественной среде их обитания.

Таблица 22 – Изменение уровня белков-МТ в мягких телах *F. fruticum* M. после ɣ - облучения животных

Поглощенная доза облучения, Гр	Концентрация белков-МТ в мягких тканях, мкг/г
контроль	13.7±4.9
0.1	9.7±3.1*
0.2	10.8±2.4*

Продолжение Таблицы 22

0.3	15.9±7.4*
0.4	17.2±7.1*
0.5	16.9±2.0*
0.6	15.1±2.4
0.7	17.7±2.4*
0.8	6.2±0.9*
0.9	6.1±2.8*
1	4.4±0.8*

*- значимое отличие от контроля, $p<0.05$, t – критерий Стьюдента

При этом в исследовании [355] установлено, что при дозе ɣ-облучения пресноводных моллюсков 25 Гр отмечается повышение удельного содержания МТ в тканях.

Однако имеются научные сведения об изменении уровня белков-МТ в мягких тканях моллюсков и при малых дозах облучения. Так в работе [346] приводятся результаты эксперимента облучения моллюска *Lymnaea stagnalis* дозой 2 мГр. Авторы вышеуказанной работы утверждают, что при хроническом облучении моллюска, а также при облучении в малых дозах (2 мГр) белки-МТ мягких тканей моллюска могут выступать индикатором радиационного воздействия. При этом в исследовании установлено уменьшение удельного содержания белков-МТ в облученной группе моллюсков по отношению к контрольной.

Проведенный натурный эксперимент в рамках диссертационной работы направлен на изучение изменения уровня белков-МТ при низких дозах облучения моллюска *F. fruticum* М. Экспериментальные исследования позволили выявить достоверное изменение содержания белков-МТ от 12.4±1.4 до 57±9 мкг/г в мягких тканях моллюсков в диапазоне мощности поглощенной дозы облучения от

0.32±0.07 до 76±9 мГр/год. Экспериментальные данные представлены в Приложении 4, Таблице 4.1.

Установленное изменение изучаемого референтного показателя описывается достоверным уравнением кусочно-линейной модели:

y = a, если x <= xs

y = a + b*(x-xs), если x > xs

Оценка значений параметров и их доверительные интервалы:

a = 19,3 ± 1,4, b = 1,12 ± 0,19, xs = 42,3 ± 4,0

Т.е. имеем уравнение следующего вида:

y = 19,3 мкг/г, если x <= 42,3 мГр/год;

y = 19,3 + 1,12 *(x - 42,3) мкг/г, если x > 42,3 мГр/год,

где 19.3 – постоянное значение до порога, 42.3 – пороговое значение мощности поглощенной дозы, 1.12 – коэффициент пропорциональности в области линейного отклика (Рисунок 24).

Оценки параметров проводились с использованием метода наименьших квадратов для нелинейных функций (в языке R метод реализован в функции nls). Достоверность модели в пределах доверительной вероятности составляет 95%. Следует отметить, что в радиобиологических исследованиях описание зависимости «доза-эффект» в низкодозовом диапазоне облучения посредством кусочно-линейной модели встречается в ряде работ [357, 358], включая исследования, выполненные на наземных моллюсках при дозах облучения до 47.5 мГр/год [137].

Основываясь на полученной в натурных условиях модели можно заключить, что мощность дозы облучения наземного моллюска в диапазоне от 0.32±0.07 до 42.3±5.8 мГр/год не влияет на синтез белков-МТ, что отражается в наличии дозонезависимого участка [314]. Данное явление может быть обусловлено процессом детоксикации образующихся свободных радикалов на фоне стабильной функции системы антиоксидантной защиты.

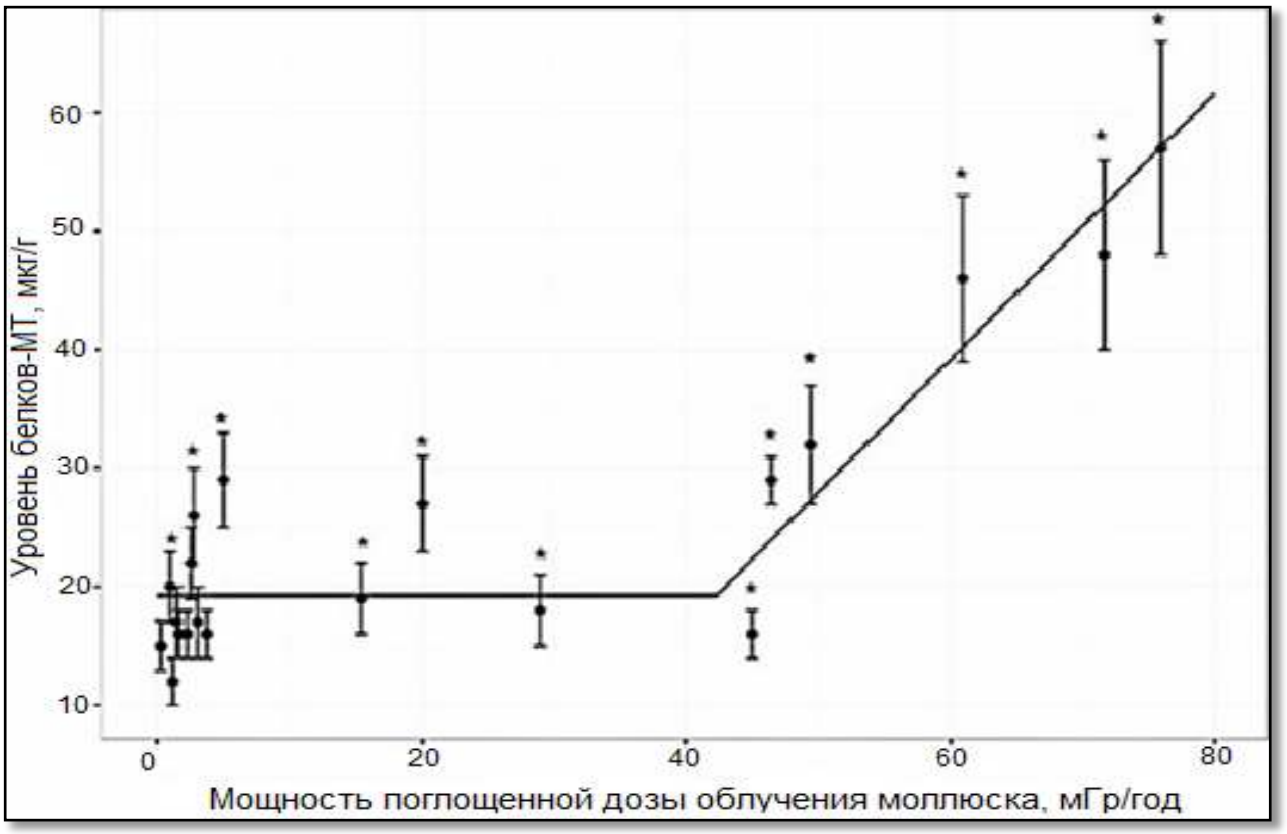
Повышение дозовой нагрузки от 42.3 мГр/год до 76±9 мГр/год приводит к увеличению уровня белков-МТ в мягких тканях моллюска. Подобное явление может быть обосновано активизацией процессов свободнорадикального окисления при воздействии на организм более высоких доз облучения. При этом в клетках может происходить стрессовое увеличение активных форм кислорода, при котором основные системы антиоксидантной защиты клетки – специфические ферменты [359, 360] и низкомолекулярные соединения [335] – исчерпывают свои возможности, и подключаются другие процессы нейтрализации радикалов [353]. В свою очередь белки-МТ играют одну из ключевых ролей в системе антиоксидантной защиты, что впервые было выявлено в 1982 г. [361] и неоднократно подтверждено дальнейшими экспериментальными исследованиями [332, 335, 353, 356, 362 – 364].

Таким образом, в мягких тканях наземного моллюска, возможно, происходит процесс активизации синтеза белков-МТ, что проявляется в увеличении их концентрации на фоне угнетения защитных свойств других компонент антиоксидантной защиты.

Ввиду того, что синтез белков-МТ может регулироваться поступлением химических веществ в организм животных при интерпретации представленных экспериментальных данных необходимо учитывать уровень загрязнения ими окружающей среды. Анализ содержания химических веществ в почве изучаемой территории (Таблица 7) позволяет выявить однородность загрязнения Ni, Zn, Mn, Cu, Pb, Co, Cd, Cr, Fe локальных участков по отношении друг к другу и к контрольному участку. Также не отмечается зависимость изменение уровня белков-МТ от суммарного показателя загрязнения почвы химическими веществами относительно их фонового содержания (Приложение 4, Рисунок 4.2).

На основании вышесказанного можно предположить, что выявленная зависимость изменения уровня белков-МТ в мягких тканях наземного моллюска *F. fruticum* M. может быть обусловлена влиянием радиационного фактора. Кроме того, как было отмечено ранее, в исследовании [346] также установлена

чувствительность белков-МТ в мягких тканях моллюсков при облучении их в малых дозах (2 мГр).



*- значимое отличие от контроля, $p<0.05$, t – критерий Стьюдента

Рисунок 24 – Изменение уровня белков-МТ в мягких телах наземных моллюсков в зависимости от мощности поглощенной дозы облучения

Таким образом, уровень белков-МТ в мягких тканях наземного моллюска может рассматриваться в качестве референтного показателя для оценки радиационного экологического риска. При этом критической нагрузкой является пороговое значение зависимости «доза – эффект» – 42.3±5.8 мГр/год, которое соответствует уровню белков-МТ – 19.3 мкг/г.

Результаты исследований, направленных на изучение уровня белков-МТ в качестве референтного вида представлены в публикациях [238, 314, 367 – 370].

6.6 Экспериментальное обоснование референтного организма (наземного моллюска *F. fruticum* M.) для развития экоцентрической системы радиационной защиты биоты

В соответствии с Публикаций 108 МКРЗ [1] развитие экоцентрической стратегии радиационной защиты биоты связано с решением научной задачи, направленной на создание экспериментального и теоретического базиса радиационно-индуцированных эффектов у референтных видов. При этом предложенный МКРЗ набор референтных видов для водных (бурая водоросль, краб, камбала, форель, лягушка, утка) и наземных экосистем (сосна, злаковое (травянистое растение), дождевой червь, крыса, олень, пчела) является дискуссионным. На фоне полного соответствия предложенных референтных видов сформулированным Комиссией требованиям в Публикации 108 рекомендуется проведение работ по заполнению существующих баз данных и обоснованию других наборов референтных видов. Акцент делается на соответствие претендентов на референтные виды сформулированным МКРЗ требованиям и конкретным природно-климатическим и радиоэкологическим условиям.

В диссертационной работе предлагается рассмотреть представителя наземной фауны – моллюска *F. fruticum* M. – с точки зрения возможности расширения списка рефернтных видов для наземных экосистем умеренного климатического пояса, к которому относится значительная часть РФ. Следует отметить, что в наземной экосистеме почва является депо радионуклидов, в связи с этим обитатели подстилки и верхних горизонтов почвы должны быть представлены в списке референтных видов. Этому требованию частично удовлетворяют крыса, дождевой червь как представители животных. Однако крыса в основном относится к числу объектов для лабораторных исследований и по ряду экологических параметров не может быть отнесена к обитателям почвы. При этом крыса является животным, ведущим неприкрепленный образ жизни, и

без затруднений может мигрировать с относительно чистых территорий на загрязненные. В связи с этим интерпретация радиобиологических данных относительно этого референтного вида не всегда может быть адекватной. Дождевой червь – наиболее адекватный объект с точки зрения обитания в почвенно-растительном покрове, но объем данных радиобиологических эффектов для этого животного ограничен.

Для того чтобы наземный моллюск *F. fruticum* М. был встроен в предлагаемую МКРЗ концепцию референтных видов за основу обоснования рассматриваются требования, которые выдвигает Комиссия в Публикации 108 [1].

На основании требований МКРЗ каждый тип должен быть обобщен до семейства и иметь определенные характеристики популяции. Кустарниковая улитка принадлежит к семейству брадибанид (Bradybaenidae). В осенне-зимний период в зависимости от температуры окружающей среды моллюск находится в состоянии анабиоза, зарываясь в почву [140]. Улитка кустарниковая имеет следующие популяционные характеристики: гермафродит, высокая плодовитость (кладка в среднем составляет 10 – 15 яиц), средняя численность моллюска 6.4 – 20.3 экз./м^2 в зависимости от климатической зоны.

Улитка кустарниковая также удовлетворяет ряду требований, предъявляемым МКРЗ к референтным видам, приведенным ниже.

Улитка кустарниковая является широко распространенным видом в Западной Азии, Центральной и Восточной Европе. В России вид доминирует в лесах Европейской части, Урала [140, 141]. Таким образом, рассматриваемый вид животного можно отнести к типичной репрезентативной фауне ряда экосистем.

Кроме того наземные моллюски отличаются легкостью сбора, идентификации и имеют жизненный цикл (в среднем 5.5 лет), который позволяет провести адекватную оценку мощности дозы облучения в естественных условиях и получить зависимости «доза – эффект».

Следует отметить, что моллюски отличаются высокой аккумулирующей способностью по отношению к радионуклидам, в том числе к ^{90}Sr, что отражено в рамках данной работы и публикациях [132, 133, 268, 277, 301, 370]. Накоплен достаточно большой массив экспериментальной информации о радиационно-индуцированных эффектах у моллюсков, включая морфологические, популяционные, генетические, поведенческие показатели [132, 141, 253–261, 314, 371]. Однако наличие радиобиологической информации о моллюсках ранее не рассматривалось с точки зрения массива данных для обоснования моллюска как референтного организма для исследований в рамках радиационной защиты биоты. При этом наличие достаточного количества данных о радиационных эффектах относительно референтного вида является одним из требований МКРЗ при выборе референтных видов.

Дозиметрический аспект при обосновании референтного вида довольно подробно рассматривается в Публикации 108 МКРЗ. При этом четко формулируются требования для экспериментального получения радионуклид-специфичных коэффициентов пересчета, которые отражают связь между удельными активностями радионуклида в объектах окружающей среды, в самом организме (выраженное в Бк/ед.времени) и мощности поглощенной дозы облучения (Гр/ед.времени). Для выполнения требований МКРЗ в рамках дозиметрии референтного вида нами разработана схема проведения дозиметрических расчетов мощности поглощенной дозы облучения наземного моллюска, обитающего в условиях радиоактивного загрязнения ^{90}Sr. При этом для расчета мощности дозы облучения моллюска методом Монте-Карло была выбрана простая геометрия – шар, что неоднократно реализовывалось на практике и не отрицается МКРЗ [1]. Подобный подход имеет преимущество как с точки зрения математической простоты, так и с точки зрения экстраполяции полученных данных для моллюска на организмы подобного размера и геометрии, что также является требованием Комиссии к референтным организмам.

На основании проведенных экспериментальных исследований в натурных условиях и полученной схемы дозиметрического расчета мощности дозы облучения наземного моллюска в табл. 21 представлена материальная дозиметрическая модель. В основу разработки сводного материала (Таблица 23) легли требования МКРЗ к референтным видам.

Анализ экспериментальных данных также позволяет выявить радиационно-индуцированные эффекты у наземного моллюска в низкодозовом диапазоне облучения от 0.32±0.07 до 76±9 мГр/год, а именно достоверное изменение высоты раковины моллюска, уровня белков-МТ, показателя КН ^{90}Sr из крапивы.

Таблица 23 – Параметры схемы дозиметрического расчета мощности дозы облучения наземного моллюска методом Монте-Карло

Параметры	Неравномерное распределение изотопов по объему мягкой ткани и раковины моллюска	Облучение от ^{90}Sr, депонированного в почве	Облучение от ^{90}Sr, депонированного в крапиве
Форма и размер объекта	Моллюск – шар с диаметром 1 см; раковина – сферический слой с толщиной $25*10^{-4}$ см	Моллюск – шар с диаметром 1 см; раковина – сферический слой с толщиной $25*10^{-4}$ см	Моллюск – шар с диаметром 1 см; раковина – сферический слой с толщиной $25*10^{-4}$ см
Геометрия всего тела/необходимость включения внутренних органов	Геометрия всего тела	Геометрия всего тела	Геометрия всего тела
Плотность и состав тела	Раковина: состав – $CaCO_3$, ρ=2,7 г/см^3; Мягкое тело: состав 4-х компонентная мягкая ткань ICRU, ρ=1 г/см^3	Раковина: состав – $CaCO_3$, ρ=2,7 г/см^3; Мягкое тело: состав 4-х компонентная мягкая ткань ICRU, ρ=1 г/см	Раковина: состав – $CaCO_3$, ρ=2,7 г/см^3; Мягкое тело: состав 4-х компонентная мягкая ткань ICRU, ρ=1 г/см

Продолжение Таблицы 23

Геометрия окружающей среды	-	а) Мишень облучения располагается в центре верхнего основания цилиндра, геометрией которого представлен объем почвы. Для ^{90}Sr рассматривается цилиндр с радиусом 10 см и высотой 6 см, для ^{90}Y – с радиусом 14 см и высотой 8 см. Выше цилиндра – воздух. б) Моллюск зарыт в почву (в состоянии анабиоза). Геометрия объема почвы – цилиндр радиусом 19 см и высотой 11 см. моллюск находится в центре цилиндра по радиусу и в промежуточном уровне (от 5 до 2 см) при заглублении в почву.	Мишень находится на высоте 10 см над поверхностью почвы**: а) при облучении ^{90}Sr: почва смоделирована как цилиндр радиусом 10 см, высотой 10 см; б) при облучении ^{90}Y: почва смоделирована как цилиндр с радиусом 15 см, высотой 15 см для β-излучения и радиусом 20 см, высотой 20 см для ɣ-излучения
Возможность использования одинаковых геометрий более чем для одного случая	+	+	+
Радионуклиды, включенные в расчеты	^{90}Sr+^{90}Y	^{90}Sr+^{90}Y	^{90}Sr+^{90}Y

Продолжение Таблицы 23

Временной интеграл	365 дней	365 дней: 210 дней – вегетационный период, 155 дней – анабиоз	210 дней – вегетационный период
Потенциальная экстраполяция модели на биологические виды со сходной геометрией тела	+	+	+
Распределение изотопов в объеме биологического объекта*	Пропорционально содержанию Ca в $CaCO_3$ (материал раковины) и в ткани моллюска	-	-

*– введенный параметр

**– принимается во внимание, что максимальная заданная плотность растительности, при ее равномерном размещении в слое высотой 20 см значительно меньше плотности воздуха при н.у. Доза облучения в объекте формируется исключительно излучением радионуклида, находящегося в почве.

Следует отметить, что разработанная схема проведения дозиметрического расчета содержит радионуклид-специфичные коэффициенты пересчета для ^{90}Sr (Таблицы 16 – 20), учитывающие все возможные источники и сценарии облучения моллюска при определенном содержании ^{90}Sr в почве, растительности, организме животного. При нормировании радионуклид специфичных дозовых коэффициентов преобразования по $^{90}Sr+^{90}Y$ на единичную активность получены следующие значения:

- 1.3E-11 мкГр/час на 1 Бк/кг удельной активности в почве,
- 1.4E-11 мкГр/час на 1 Бк/кг удельной активности в крапиве,
- 4.7E-10 мкГр/час на 1 Бк/кг удельной активности в раковине (раковина рассматривается как источник внешнего облучения мягкого тела моллюска).

Полученный коэффициент для почвы соответствует радионуклид специфичному коэффициенту для гастроподов, представленному в Erica Tool (1.6E-11 мкГр/час на 1 Бк/кг). Сравнение коэффициентов для крапивы не представляется возможным из-за отсутствия дозового коэффициента в программе. Полученный в работе дозовый коэффициент для раковины моллюска рассчитан с учетом того, что раковина – источник внешнего облучения для мягкого тела.

На основании вышесказанного можно заключить, что наземный моллюск *F. fruticum* M. может выступать в качестве референтного животного, являясь прототипом представителей животного мира со сходными геометрическими параметрами и жизненным циклом. Однако ввиду его распространенности не во всех климатических поясах возможно применение наземного моллюска для развития экоцентрической стратегии радиационной защиты биоты на региональном уровне, в частности для создания российский национальной концепции.

Также следует подчеркнуть, что в соответствии с публикациями МКРЗ и НКДАР ООН [1, 113] предлагается более расширенный список референтных объектов, которые рекомендуется выбирать для оценки радиационного воздействия. В вышеуказанном списке фигурирует и наземная улитка, наряду с наземным насекомым, пчелой, травянистым растением, деревом (сосной), дождевым червем, наземной амфибией (лягушка, уж), уткой, наземными млекопитающими (мышь, олень/косуля), макроводорослями, рыбой (пелагическая и бентическая), водными моллюсками, водными млекопитающими, что также отражено в коллективной монографии [12].

Заключение к Главе 6

Третий этап технологии оценки экологического риска, представленной в диссертационной работе, заключается в определении и анализе критических нагрузок при построении зависимостей «доза – эффект» в градиенте нагрузки. В

рамках диссертационной работы сделана попытка расширения концепции критических нагрузок для дальнейшей оценки радиационного экологического риска. При этом критическая нагрузка определяется как пороговое значение (удельная активность ^{90}Sr в почве и крапиве, мощность дозы облучения наземного моллюска) на кривой зависимости «доза – эффект», которая описывает достоверное радиационно-индуцированное изменение референтного показателя.

Расширение ареала исследования и диапазона загрязнения ^{90}Sr почвы позволило установить достоверное изменение каталазной активности почвы с пороговым значением. На основании этого экспериментально обоснован входной параметр для оценки радиационного риска – критическая нагрузка – удельная активность радионуклида в почве 1858±22 Бк/кг, которой соответствуе значение каталазной активности – 21.3±5.9 $см^3O_2$/г мин.

Изучение показателей накопления ^{90}Sr и построение соответствующих функиональных зависимотей в системе «почва – растительность – раковины моллюсков» позволили установить следующее. КН радионуклида крапивой из почвы не может рассматриваться в качестве референтного показателя ввиду статистичекой недостоверности модели изменения показателя. В свою очередь изменение КН ^{90}Sr раковинами моллюсков *F. fruticum* M. из крапивы двудомной описывается достоверной степенной зависимостью, имеющей пороговое значение. При этом критической нагрузкой для оценки экологического риска является уделная активность ^{90}Sr в крапиве 2138±52 Бк/кг, которой соответствует критическая величина КН – 1.

Учитывая необходимость адекватной оценки воздействия радиационного фактора на референтный организм – наземный моллюск и дальнейшего анализа зависимости «доза-эффект», была проведена оценка мощности дозы облучения животного тремя методами, включая классический расчет формулами Р. Левинджера, Л.Д. Маринелли, интегрированный пакет ERICA Tool и разработанную нами схему проведения дозиметрических расчетов методом Монте-Карло. При этом расчетный метод формулами Р. Левинджера и Л.Д.

Маринелли учитывает все возможные сценарии облучения животного, однако даёт завышенные оценки мощности дозы из-за игнорирования массы малого биологического объекта. В свою очередь признанный на международном уровне подход к расчету дозовых нагрузок на представителей биоты посредством интегрированного пакета ERICA Tool приводит к занижению мощности дозы облучения наземного моллюска. К заниженным оценкам доз приводит невозможность учета сценария самооблучения моллюска от раковины, который дает основной вклад в формирование дозы, и сценария облучения животного от крапивы. Таким образом, возникла необходимость разработки собственной схемы дозиметрических расчетов для оценки мощности поглощенной дозы облучения моллюска, что было реализовано посредством метода Монте-Карло. При этом были учтены параметры материальной и геометрической моделей моллюска, все возможные сценарии облучения животного (самооблучение; обитание моллюска на поверхности почвы; обитание в почве в состоянии анабиоза; обитание на растительности), а также решены дозиметрические задачи переноса излучений β- и ɣ-источника от излучения ^{90}Sr и дочернего ^{90}Y. Посредством разработанной схемы проведения дозиметрических расчетов установлен диапазон мощности поглощенной дозы облучения наземного моллюска, обитающего на изучаемой территории, – от 0.32±0.07 до 76±9 мГр/год.

Учитывая полученные дозовые нагрузки в диссертационной работе проведен анализ зависимостей «доза – эффект», включая изменение ранее выявленных референтных показателей – морфологических параметров: высота и масса раковины моллюска, масса всего организма. При этом определен референтный показатель для оценки экологического риска (высота раковины моллюска) и критическая нагрузка мощности дозы облучения – 37±6 мГр/год, которой соответствует критическое значение высоты раковины 1.5±0.3 см. Для интерпретации изменения массы всего организма от дозовой нагрузки не удалось установить достоверной зависимости. Однако масса раковины достоверно уменьшается с увеличением мощности дозы облучения моллюска, но выявленная

зависимость не имеет порогового значения в изучаемом диапазоне мощности дозы. В связи с вышесказанным весовые параметры не рассматриваются как референтные показатели для дальнейшего этапа работы.

Для расширения возможного списка референтных показателей у референтного моллюска в диссертационной работе в натурном эксперименте установлена чувствительность биохимического показателя физиологического статуса к облучению – уровня белка-МТ в мягких тканях животного. Анализ зависимости «доза – эффект» позволил установить достоверную модель изменения показателя, которая описывается линейно-кусочной моделью, критическую нагрузку – 42.3±5.8 мГр/год и критический уровень белков-МТ – 19.3 мкг/г.

Следует отметить, что, несмотря на устоявшееся мнение о радиорезистентности представителей почвенной мезофауны, к которым относятся и наземные моллюски, на территории ВУРСа также были обнаружены радиационные эффекты у почвенных беспозвоночных при хроническом облучении ^{90}Sr в низкодозовом диапазоне [372]. Авторы монографии [372] подчеркивают неожиданность полученных экспериментальных данных, т.к. оцененные дозы облучения и биологические эффекты у представителей мезофуны не соответствуют общепринятой шкале радиочувствительности низших животных (10^2 – 10^3 Гр). При этом дискуссионным остаются причины появления радиационно-индуцированных эффектов при дозах, меньших установленных $LD_{50.}$ Наиболее адекватным объяснением представляется следующее. LD_{50} является показателем, установленным для условий разового γ-облучения, тогда как эксперименты диссертационной работы и выводы, полученные на территории ВУРСа [372], обусловлены хроническим внутренним и внешним β-облучением животных. В свою очередь хроническое β-облучение характеризуется принципиально другими, заниженными уровнями летальных доз по сравнению с ЛД для γ- облучения [372].

Логичным завершением раздела является обоснование наземного моллюска как референтного вида для развития экоцентрической стратегии радиационной защиты биоты с учетом теоретических исследований и полученных экспериментальных данных в рамках натурного эксперимента. При этом впервые установлены коэффициенты дозового преобразования для облучения наземного моллюска по $^{90}Sr + {}^{90}Y$ от растительности и раковины (как внешнего источника облучения), а также от почвы с учетом обитания организма на почве и при заглублении в почву в состоянии анабиоза.

Глава 7. Оценка радиационного экологического риска по критическим нагрузкам

7.1 Оценка экологического риска, анализ функций риска

В настоящее время анализ экологического риска является отдельным научным направлением. На мировом уровне экологический риск признан как инструмент оценки экологических последствий антропогенной деятельности с высоким уровнем неопределенности [11, 128].

При этом оценка экологического риска может выступать одним из необходимых инструментов в нормировании загрязнения окружающей среды, в том числе и радиоактивного. Следует отметить, что можно нормировать как содержание загрязняющих веществ в объектах окружающей среды, так и степень трансформации окружающей среды в результате загрязнения. Многочисленные исследования направлены на нормирование загрязняющего вещества не по его уровню содержания в окружающей среде, а по реакции экосистемы на загрязнение [128, 132; 373 – 376]. С точки зрения вышеуказанного подхода загрязнение окружающей среды можно рассматривать как уровень изменения регистрируемых показателей экосистемы, а не как достижение определенной концентрации загрязняющего вещества. В данной работе в качестве регистрируемых показателей выступают референтные показатели, а уровень загрязнения, определяющий пороговое значение зависимости «доза – эффект», рассматривается как критическая нагрузка.

Следует отметить, что на данный момент методы оценки радиационного риска на экосистемном уровне практически не разработаны. При этом необходимо определить алгоритм проведения оценки радиационных экологических рисков на экосистемном уровне с учетом всех возможных неопределенностей.

Выполнение рассматриваемого в данной работе алгоритма оценки радиационного экосистемного риска позволило установить следующие входные параметры для реализации оценки риска:

— при идентификации опасности установлен реципиент воздействия – наземная экосистема, и фактор экологической опасности – радионуклид ^{90}Sr;

— при оценке экспозиции, которая реализована посредством многолетнего радиоэкологического мониторинга изучаемой территории, определены ареал и площадь воздействия. Границы зоны воздействия рекомендуется [128] определять, исходя из данных экологического мониторинга, что реализовано в нашей работе. Общая площадь исследуемой территории составляет 0.54 га. Обоснование границ участка приведены в разделе 3.1.

— установлена интенсивность нагрузки на реципиент воздействия, а именно удельная активность ^{90}Sr в почве, растительности, раковинах моллюсков, которая варьирует в диапазоне от 1.83±0.02 до 5203±89 Бк/кг; от 22.3±13.4 до 10596±195 Бк/кг; 76±11 – 17640±2646 Бк/кг, соответственно; мощность поглощенной дозы облучения моллюска, обитающего на изучаемой территории, составляет от 0.32±0.07 до 76±9 мГр/год;

— оценка эффектов позволила выявить референтный вид изучаемой экосистемы – моллюск *F. fruticum* M., референтные показатели экосистемы – каталазная ферментативная активность почв, высота раковины моллюска, уровень белков-МТ в мягких телах моллюска, КН ^{90}Sr раковинами моллюска из растительности. Для каждого референтного показателя определены критические нагрузки: для каталазной активности почвы – удельная активность радионуклида в почве 1858±22 Бк/кг, для КН – уделная активность ^{90}Sr в крапиве 2138±52 Бк/кг; для высоты раковины моллюска – мощность поглощенной дозы облучения 37±6 мГр/год; для уровня белков-МТ – мощность поглощенной дозы облучения 42.3±5.8 мГр/год.

Оценка радиационных экологических рисков для каждого референтного показателя осуществлялась посредством ГИС-картирования изучаемой территории. Построение карт, отображающих площадь превышения критических нагрузок, осуществлялось методом пространственной интерполяции. Для оценки риска учитывался 95% уровень защищенности экосистемы: приемлемым считается такой риск, при котором не отмечается превышение критической нагрузки на 95% площади исследуемой территории [377].

Превышение критических нагрузок рассчитывалось как разница между удельной активностью ^{90}Sr в почве (для каталазной активности), в растительности (для КН), мощностью дозы облучения (для высоты раковины и белков-МТ) локального участка и величиной соответствующей критической нагрузки. После вычисления превышений критических нагрузок для каждого локального участка посредством программной среды R определялась доля (%) площади с превышением критических нагрузок. Графическое представление полученных результатов осуществлялось тоновой заливкой карты исследуемой территории и нанесением изолиний, отображающих превышение критических нагрузок.

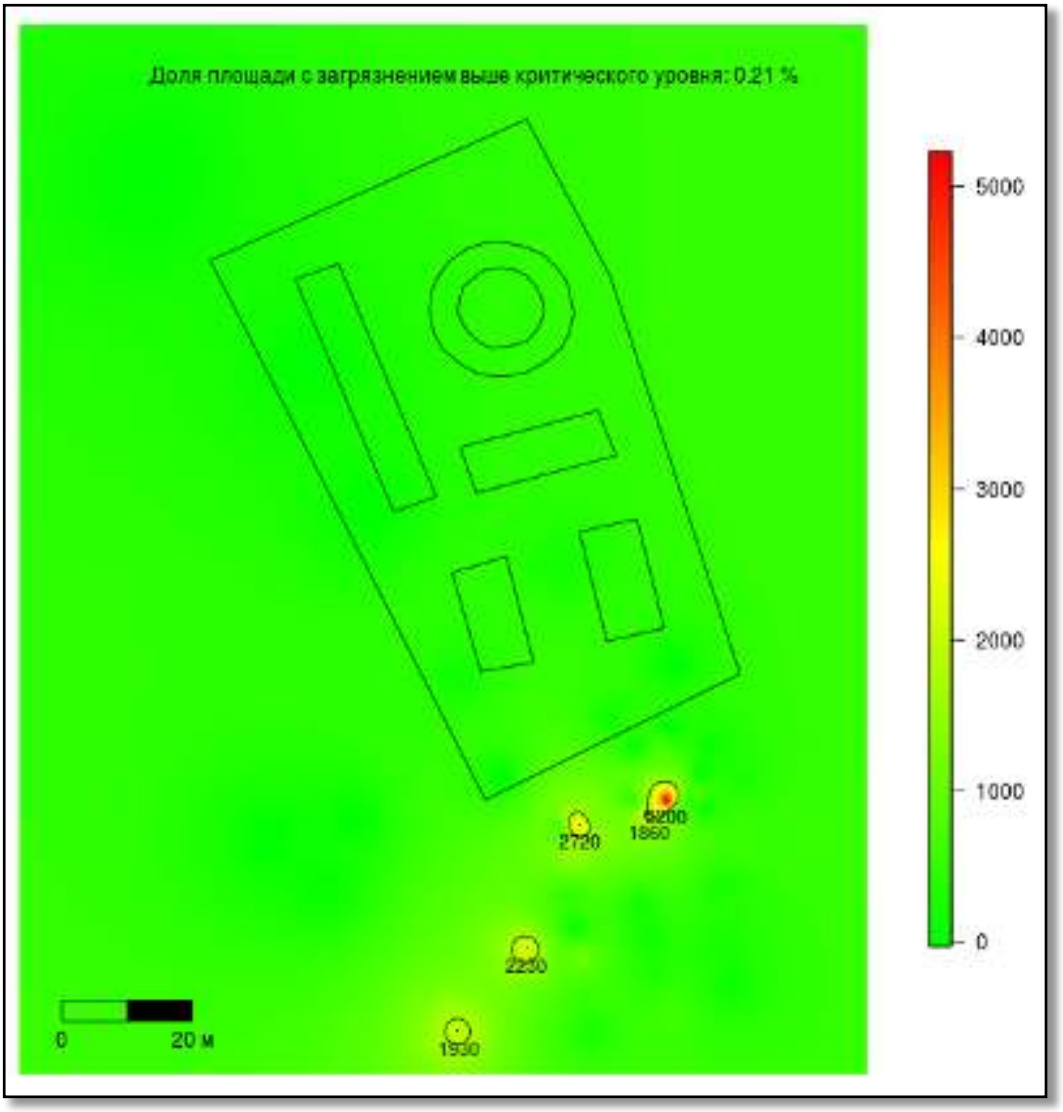
Анализ картирования и расчета превышения критических нагрузок показывает, что для исследуемой территории площадь, характеризуемая превышением критической нагрузки для каталазной активности, составляет 0.21%, что не превышает приемлемую величину 5% (Рисунок 25). При этом экосистемный экологический риск характеризуется как приемлемый [277, 378].

Анализ соответствующих результатов для показателя КН ^{90}Sr раковинами моллюска позволяет выявить превышение приемлемой величины (5%), т.к. площадь с превышением критической нагрузки составляет 5.75 % (Рисунок 26). В данном случае экологический радиационный риск воздействия загрязнения на наземную экосистему характеризуется как превышающий приемлемый [277, 378].

Оценка радиационного экологического риска для наземной экосистемы с учетом референтного показателя – высота раковины моллюска – позволяет

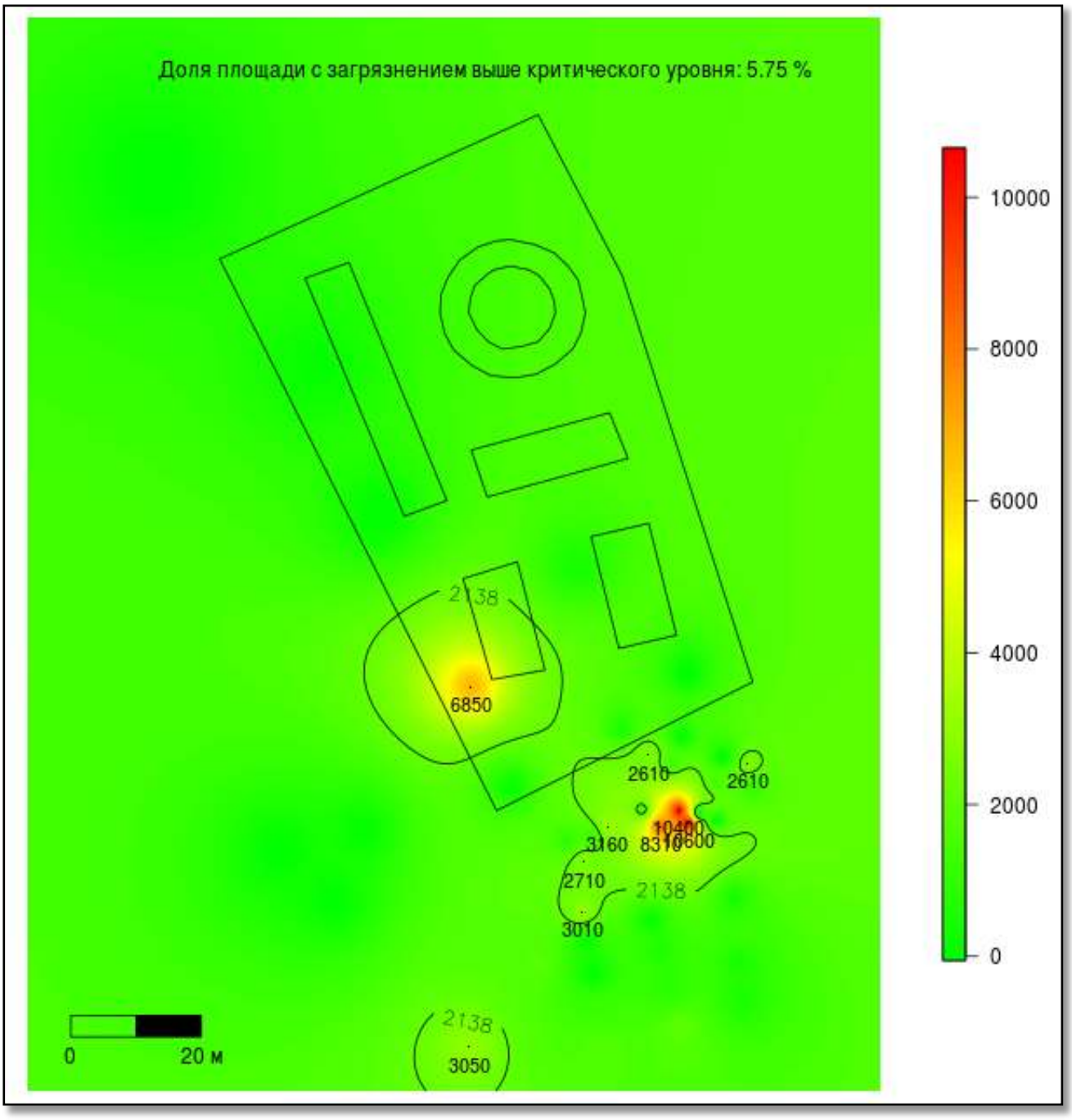
выявить приемлемость риска [315]. При этом площадь исследуемой территории, характеризуемая превышением соответствующей критической нагрузки, составляет 0.92 % (Рисунок 27).

Приемлемым также является радиационный экологический риск при его оценке с учетом превышения критической нагрузки по уровню белков-МТ (Рисунок 28), т.к. доля площади с превышением критической нагрузки составляет 0.53% [315].



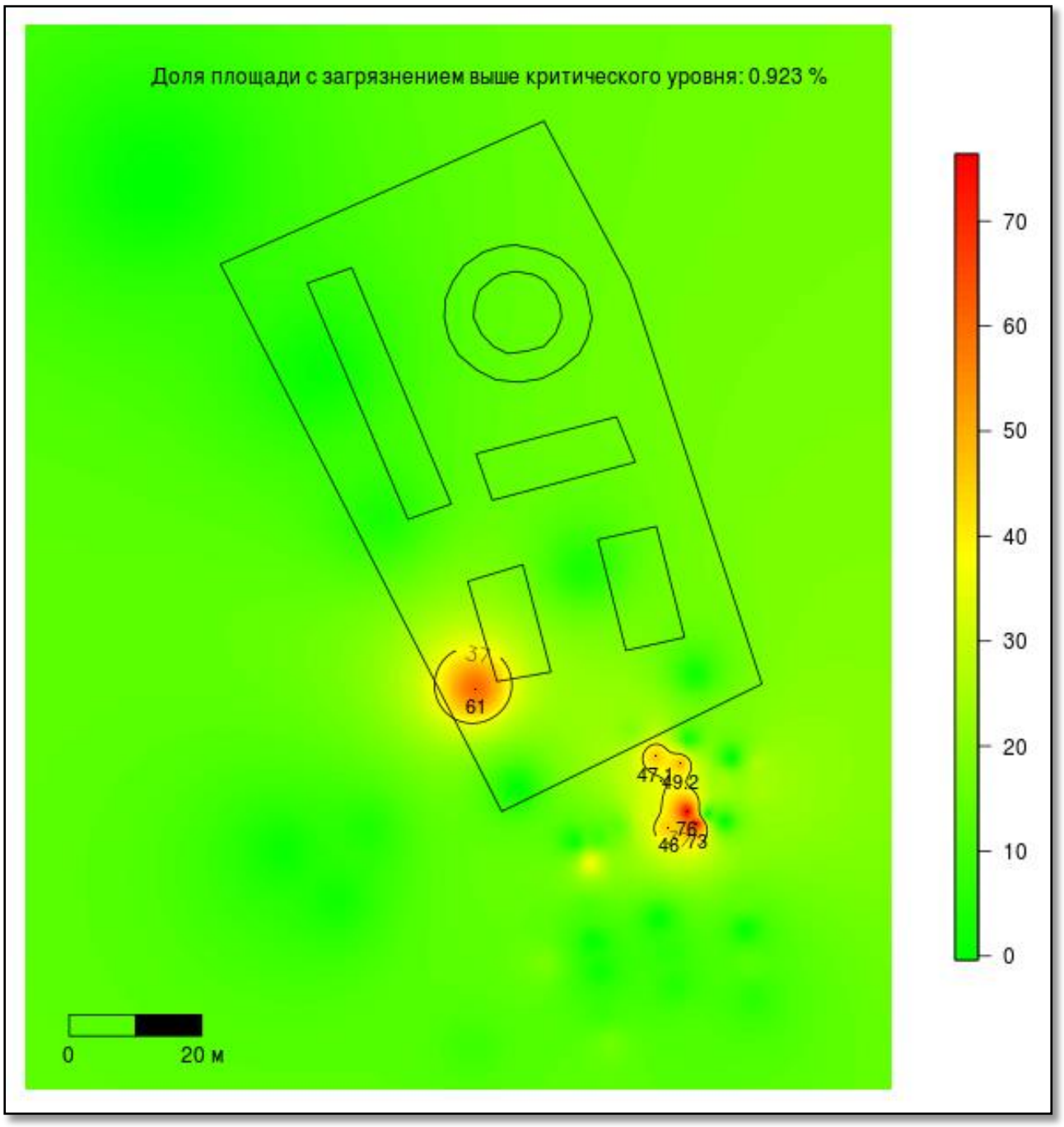
*тоновая заливка отражает изменение удельной активности ^{90}Sr в почве, Бк/кг

Рисунок 25 – Карта ГИС с превышением критических нагрузок для референтного показателя – каталазная активность почв



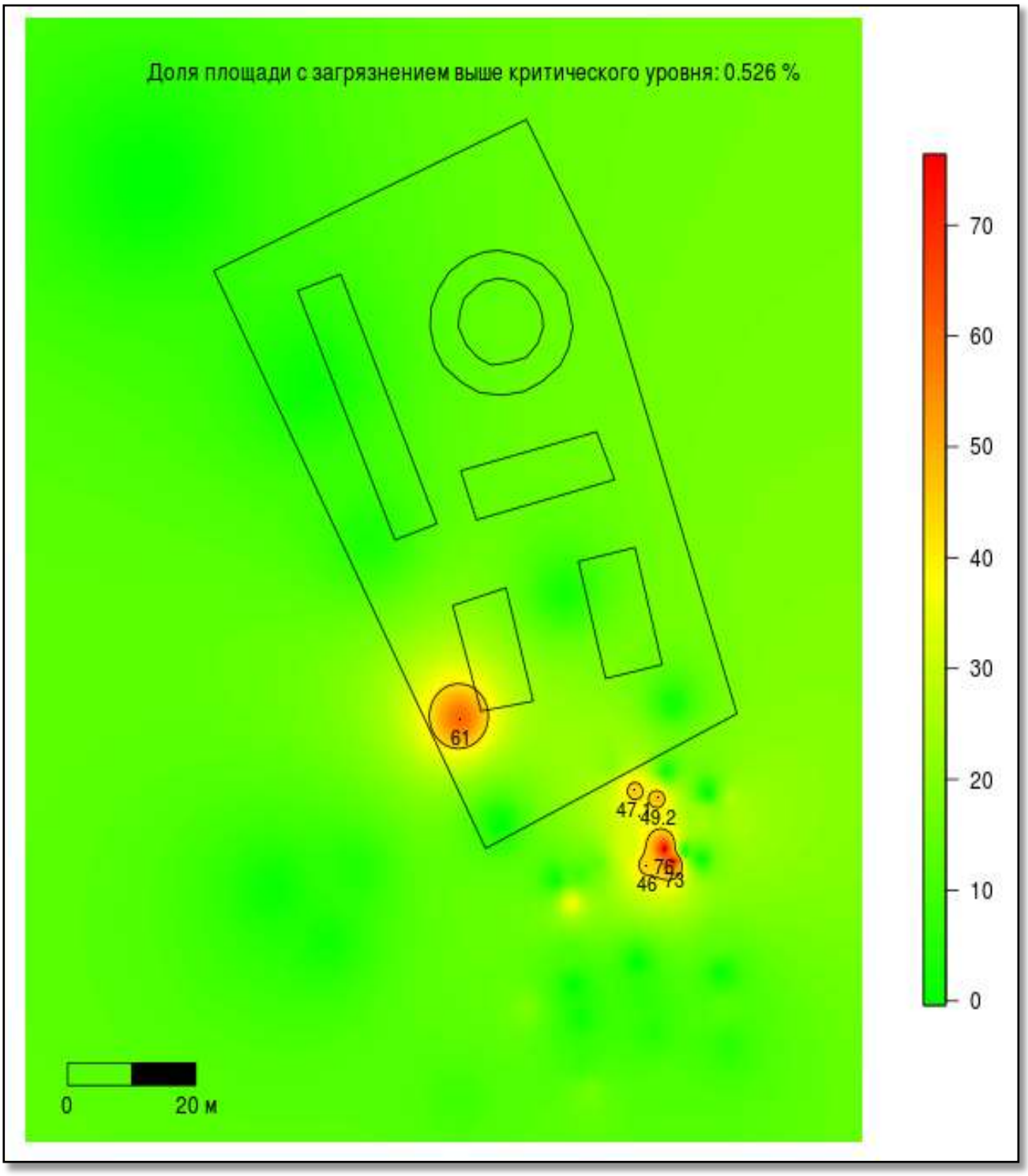
*тоновая заливка отражает изменение удельной активности ^{90}Sr в крапиве, Бк/кг

Рисунок 26 – Карта ГИС с превышением критических нагрузок для референтного показателя – КН ^{90}Sr раковинами моллюсков



*тоновая заливка отражает изменение мощности поглощенной дозы облучения моллюска, мГр/год

Рисунок 27 – Карта ГИС с превышением критических нагрузок для референтного показателя – высота раковины моллюска



*тоновая заливка отражает изменение мощности поглощенной дозы облучения моллюска, мГр/год

Рисунок 28 – Карта ГИС с превышением критических нагрузок для референтного показателя – уровень белков-МТ

На основании превышения величины критических нагрузок были построены функции риска – функции распределения площади по содержанию ^{90}Sr в почве/крапиве или мощности поглощенной дозы облучения моллюска.

Для графического представления функций риска приняты следующие предположения. При значениях удельной активности ^{90}Sr в почве/растительности или мощности поглощенной дозы, меньших соответствующих критических нагрузок, вероятность превышения равна 0. При превышении уровня критической нагрузки вероятность превышения принимается за 1.

Красной линией на графиках, отображающих функцию риска, обозначено 95% площади исследуемой территории, пунктиром обозначено значение критической нагрузки (Рисунок 29 – 32).

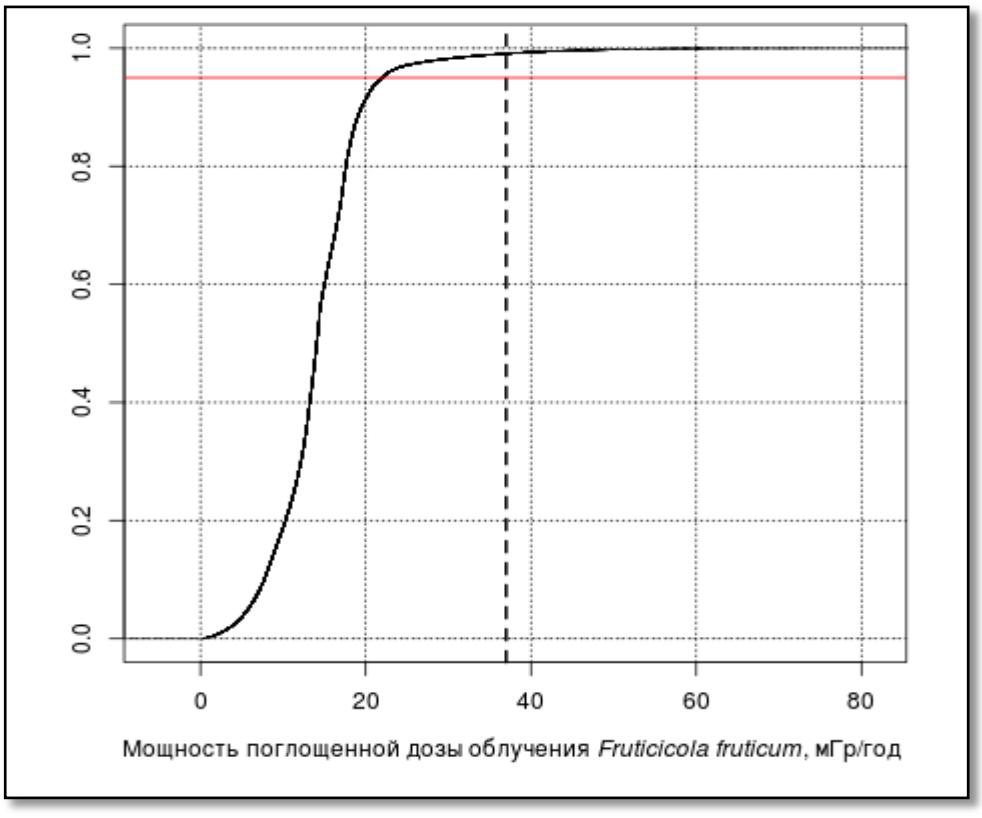


Рисунок 29 – Функция риска по критической нагрузке для референтного показателя – высота раковины моллюска

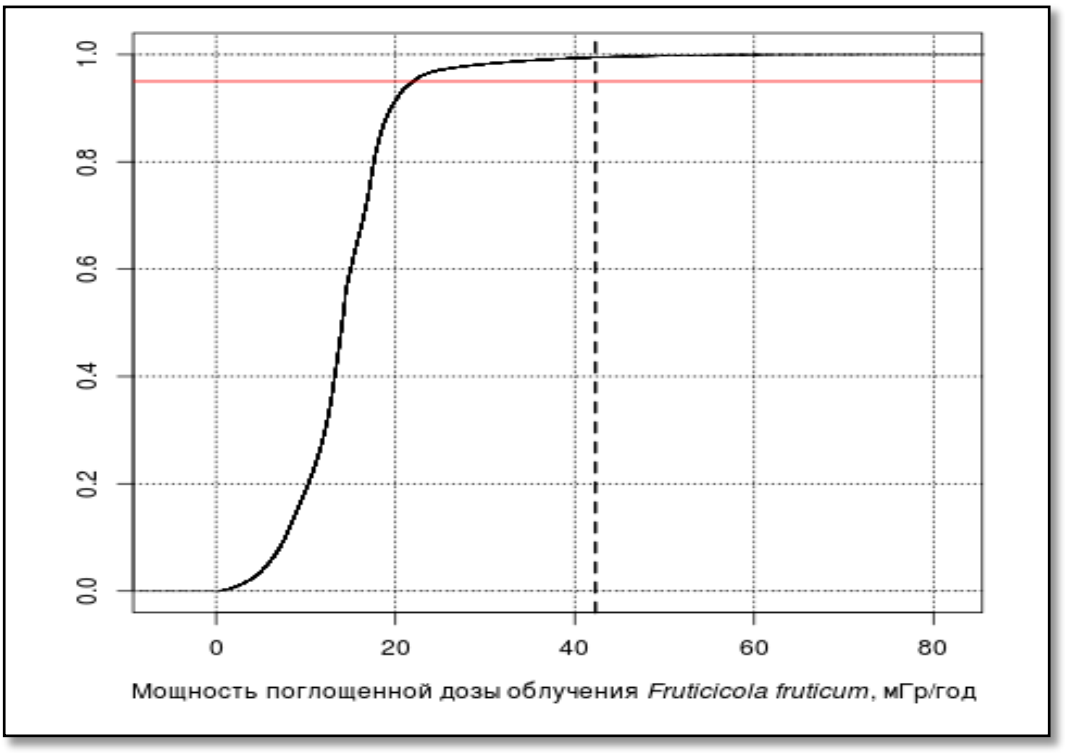


Рисунок 30 – Функция риска по критической нагрузке для референтного показателя – уровень белков-МТ

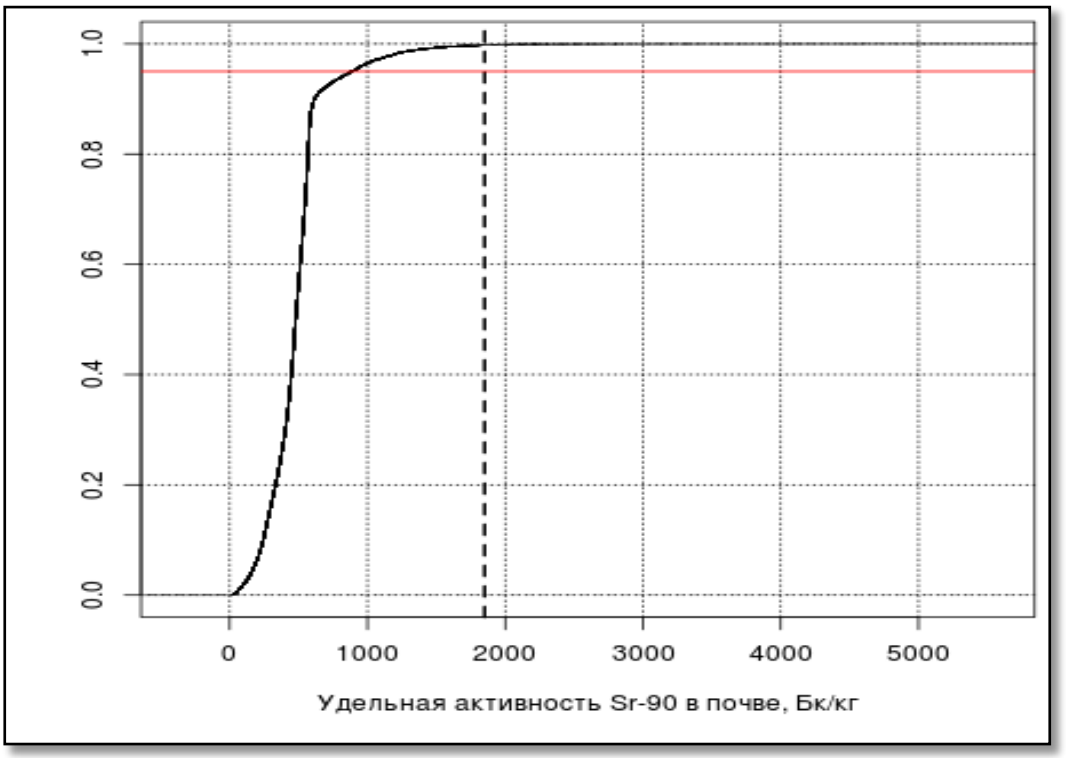


Рисунок 31 – Функция риска по критической нагрузке для референтного показателя – каталазная активность почвы

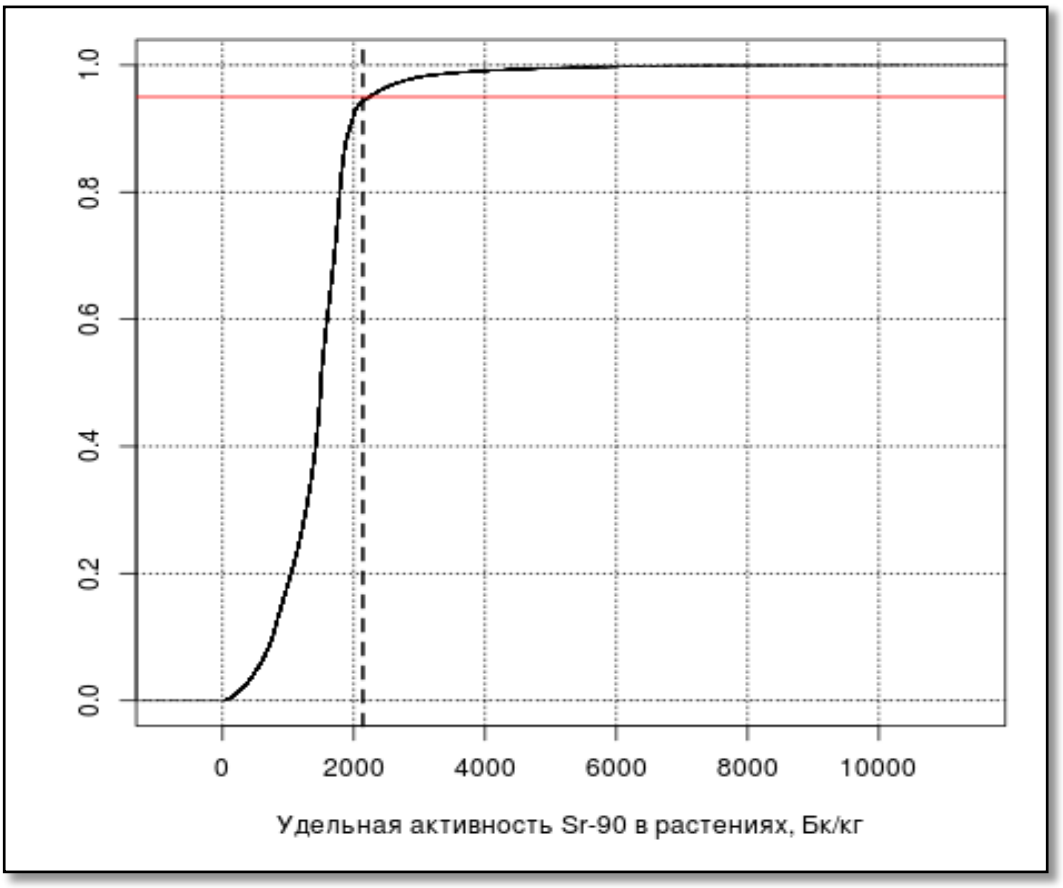


Рисунок 32 – Функция риска по критической нагрузке для референтного показателя – КН ^{90}Sr раковинами моллюсков

Анализ функций риска позволяет выявить превышение критической нагрузки на более чем 95% исследуемой территории для показателя КН. В свою очередь не отмечается превышение критических нагрузок относительно показателя 95% площади по показателям каталазной активности, высоты раковины наземного моллюска и уровня белков-МТ. На основании анализа функций риска можно заключить, что риск является приемлемым при учете критической нагрузки на каталазную активность почвы, высоту раковины и уровень белков-МТ в мягких телах наземного моллюска, неприемлемым – при его оценке с учетом нагрузки на КН.

7.2 Анализ неопределенностей в оценке радиационного экологического риска

Как было отмечено выше, оценка экологического риска является одним из перспективных подходов к выявлению воздействия антропогенной деятельности на окружающую среду с высоким уровнем неопределенности. В рамках данной работы выявление и анализ неопределенностей осуществляется для каждого этапа оценки экологического риска.

Неопределенности на первом этапе оценки – идентификации опасности – могут быть связаны с выбором экосистемы (наземная или водная), определением площади исследования, выбором факторов экологической опасности, в отношении которых будет оценен риск. В рамках диссертационной работы реципиент воздействия (наземная экосистема) был выявлен посредством многолетних экологических мониторинговых работ на территории расположения хранилища РАО. При этом мониторинговые данные, полученные за многолетний период (2010 – 2017 гг.) указывают на то, что экологическая обстановка на изучаемой территории обуславливается радиоактивным загрязнением, а именно ^{90}Sr. Таким образом, неопределенности, связанные с выбором экосистемы и приоритетного загрязнителя отклоняются в данной работе в связи с тем, что экосистема и фактор экологической опасности установлены экспериментальным путем в натурных условиях.

Выбор площади исследования, по-видимому, является этапом исследования с самой высокой степенью неопределенности. Ограничивать территорию исследования можно, учитывая различные подходы, например, можно проводить оценку риска на территории санитарно-защитной зоны объекта, на территории, ограниченной различными антропогенными объектами, на территории с определенными физико-химическими характеристиками почв, отличными от смежной территории. В данной работе границы зоны воздействия установлены на основании данных экологического мониторинга. Площадь исследуемой территории составляет 0.54 га. Если интерпретировать оценку риска, например, на территорию всего города или всего лесного массива, расширяя при этом площадь

исследования, то ожидаемо, что риск будет минимизирован или сведен к нулю. При этом надо учитывать, что оценка радиационного экологического риска выполнена только для территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате разгерметизации емкости хранилища РАО [379].

Второй этап оценки экологического риска – выявление референтных видов и показателей – может сопровождаться рядом неопределенностей. При этом оценку неопределенностей для второго этапа целесообразно проводить совместно с анализом неопределенностей для третьего этапа – определение и анализ критических нагрузок. Адекватность такого подхода обуславливается тем, что выбор референтных видов и показателей возможен только при анализе зависимостей «доза – эффект», о чем говорилось при обосновании термина «референтный показатель». Более того преимущество выбора референтного вида организмов по критериям информативности, точности, устойчивости, легкости измерений и т.д. должно быть доказано экспериментальным путем с учетом анализа эмпирических данных [2], что является неопределенностью на рассматриваемых этапах оценки экологического риска. В рамках данной работы в условиях хронического загрязнения наземной экосистемы ^{90}Sr предлагается референтный вид – наземный моллюск, а также референтные показатели для оценки экологического риска на экосистемном уровне – каталазная активность почв, КН ^{90}Sr раковинами моллюсков из крапивы двудомной, морфологический показатель – высота раковины и физиологический показатель – уровень белков-МТ в мягких телах моллюсков. При этом установленные виды и показатели обосновываются на основании многолетних экспериментальных данных натурных экспериментов, что в свою очередь исключает вышеуказанную неопределенность [379].

Оценка величины критической нагрузки также сопровождается рядом неопределенностей. Во-первых, критические нагрузки для референтных показателей определялись с учетом основного требования к нагрузкам, т.е. на основании анализа зависимостей «доза – эффект». При этом «доза» в работе

интерпретируется как собственно мощность поглощенной дозы облучения моллюска (для высоты раковины и уровня белков-МТ), так и удельная активность ^{90}Sr в почве (для каталазной активности) и крапиве (для КН). Второй неопределенностью на данном этапе является выбор приемлемого значения для сравнения полученных критических нагрузок. В работе получены радиационные эффекты у моллюска при мощности дозы облучения, меньшей скринингового уровня хронического облучения (87.6 мГр/год), рекомендованного международным опытом [2]. При этом, опираясь на международную практику, логично было бы в качестве критической нагрузки выбирать именно мощность поглощенной дозы облучения – 87.6 мГр/год. Следует отметить, что оценка радиационного экологического риска с учетом вышеуказанной критической нагрузки нами была проведена, что отражено в публикациях [139, 166, 378]. Однако, учитывая, низкую радиочувствительность моллюсков, в дальнейших исследованиях решено было не ссылаться на скрининговый уровень как на прецедент возможных радиационных эффектов. Кроме того, как уже было обсуждено выше, показатель LD_{50} устанавливался для разового γ- облучения, тогда как хроническое β-облучение может характеризоваться заниженными уровнями летальных доз. В связи с вышесказанным в работе вводится критерий для определения критической нагрузки – пороговое значение на кривой зависимости «доза – эффект», что, в свою очередь, может минимизировать неопределенность оценки критических нагрузок.

При экспериментальном обосновании критической нагрузки для оценки риска по предлагаемому методу нами были рассмотрены различные варианты критических нагрузок. В публикациях [132 – 134, 380, 381] отражены результаты оценки экологического риска, где в качестве референтного показателя выступает КН ^{90}Sr раковинами моллюска из растительности, а в качестве критической нагрузки – агрегационный индекс, который представляет собой сумму отношений активностей радионуклидов (и естественных, и искусственных) в почве локального участка к активности в почве контрольного участка. Дальнейшие

экспериментальные исследования, современные тенденции в радиобиологии и апробирование предлагаемого метода привели нас к обоснованию целесообразности применения в качестве критической нагрузки значения мощности поглощенной дозы облучения моллюска.

Неопределенностью четвертого этапа оценки экологического риска – оценка риска по критическим нагрузкам и анализ функций риска – заключаются в интерпретации риска с видового уровня на экосистемный. Оценку риска на экосистемном, а не на видовом уровне на основании критических нагрузок в рамках данной работы, впрочем как и в общем оценку экологического риска различными методами, можно считать этапом с самой высокой степенью неопределенности. При этом в работе приводится обоснование наземного моллюска как референтного вида для определенных климатических (в основном умеренный пояс) и радиоэкологических (радиационная обстановка на изучаемой территории обусловлена ^{90}Sr) условий. В свою очередь, согласно рекомендациям МКРЗ, оценка риска на экосистемном уровне реализуема при изучении радиобиологических эффектов у референтных организмов. При интерпретации критической нагрузки для каталазной активности на экосистемный уровень возникает неопределенность, связанная с источником синтезирования фермента. Известно, что синтезирование феремента происходит за счет жизнедеятельности микроорганизмов, корневых систем растений и др. Однако необходимо учитывать, что все источники являются компонентами экосистемы, которые могут реагировать увеличением/уменьшением синтезирования ферментов в ответ на внешнее воздействия, в том числе и радиоактивное загрязнение ^{90}Sr.

Для интерпретации установленных радиационно-индуцированных биологических эффектов на экосистемный уровень в работе предлагается применять общепринятый показатель 95%-ой защищенности экосистемы. В данной работе применяется фиксированная величина изменения параметра – предельной нагрузки на экосистему. Выбор величины (95%) защищенности

экосистемы базируется на методе критических нагрузок, который положен в основу предлагаемого метода [123], а также ряде исследованиях [24, 130].

Пятый этап метода – анализ неопределенностей в оценке экологического риска. Неопределенность результатов оценки экологического риска необходимо выявлять на каждом этапе оценки, что отражено в Главе 7 диссертации.

Заключение к Главе 7

Заключительный этап оценки радиационного экологического риска предусматривает расчет риска при анализе критических нагрузок, анализ функций рисковой ситуации и выявление неопределенностей.

При оценке риска учитывается общепринятый показатель – 95% уровень защищенности экосистемы. Анализ картирования и расчета превышения критических нагрузок позволил выявить, что риск является приемлемым с учетом следующих референтных показателей: каталазная активность почв, уровень белков-МТ, высота раковины моллюска, которым соответствуют доли площади с превышением критической нагрузки 0.21%, 0.53%, 0.92%. Однако при оценке экологического риска с учетом нагрузки на КН установлена его неприемлемость, т.к. отмечается превышение 95%-ого уровня защищенности экосистемы. Следует отметить, что неприемлемость риска в данном случае характеризуется превышением величины 5% на 0.75% из возможных 95%, что приближает приемлемость риска, если исходить из учёта такого важного аспекта в процедуре оценки риска как неопределённость в его оценке.

Проведенный анализ функций риска для каждого референтного показателя подтверждает оценку радиационного экологического риска, проведенного посредством ГИС-картирования.

Анализ неопределенностей, проведенный для каждого этапа оценки экологического риска, позволил заключить следующее. Для первого этапа оценки риска при учете экспериментальных данных обоснованно исключаются

следующие неопределенности: выбор реципиента воздействия, определение площади и ареала экспериментальной площадки, выбор фактора экологической опасности. При анализе неопределенностей второго (выявление референтных видов и показателей) и третьего (определение и анализ критических нагрузок) этапов оценки риска установлены следующие неопределенности: база экспериментальных данных относительно критериев для предлагаемого референтного вида, выбор приемлемого значения для сравнения полученных критических нагрузок при анализе зависимостей «доза – эффект». Многолетними экспериментальными и теоретическими исследованиями вышеуказанные неопределенности исключаются. Четвертый и пятый этап технологии оценки риска отличаются самой высокой степенью неопределенности, которая заключается в переходе с видового на экосистемный уровень оценки. Минимизация степени неопределенности в диссертационной работе достигается за счет, с одной стороны, экспериментально-теоретического обоснования референтности наземного моллюска, с другой, – возможной реакцией всех компонент экосистемы, синтезирующих ферменты каталазы в ответ на загрязнение ^{90}Sr.

Учитывая полученные оценки радиационного экологического риска, можно заключить, что с точки зрения воздействия хранилища РАО на прилегающие экосистемы объект является безопасным, даже с учетом разгерметизации емкости, повлекшей радиоактивное загрязнение изучаемой территории.

Глава 8. Сравнительный анализ радиационного воздействия на биоту и население при аварийных ситуациях

В настоящее время требуется гармонизация подходов обеспечения радиационной безопасности окружающей среды, учитывая возможное неэквидозное облучение человека и биоты [6]. С одной стороны, возникает необходимость гармонизации оценок воздействия радиационного фактора на человека и биоту, с другой стороны, до сих пор нет единых международных норм, критических дозовых нагрузок для биоты. В связи с вышесказанным возникает ряд неопределенностей при оценке радиационного воздействия на человека и биоту в одинаковых радиоэкологических условиях, т.е. обитающих на одной территории.

В диссертационной работе для сравнительной оценки воздействия радиоактивно загрязненной территории применен детерминистский метод, основанный на расчете индексов радиационного воздействия на биоту и человека. Входной информацией для расчетов послужили критические дозовые нагрузки для наземного моллюска, определенные экспериментальным путем в натурных условиях; дозовые нагрузки для населения, расчет которых представлен в данной главе; санитарно-гигиенические нормативы и предельные дозовые нагрузки, предложенные в рамках развития экоцентрического принципа нормирования радиационного фактора на международном уровне.

8.1. Оценка дозовых нагрузок и радиационного риска для населения при возможных авариях

Современным инструментом управления здоровьем населения в условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды является оценка риска. При этом такой подход имеет широкое практическое применение в деятельности международных организаций, включая МАГАТЭ, МКРЗ, Научный комитет по

действию атомной радиации ООН, Программу ООН по окружающее среде (UNEP), Организацию по сотрудничеству и развитию (OECD), Всемирную организацию здравоохранения и др. [12]. Следует отметить, что оценка радиационных рисков для человека в настоящее время проводится посредством разных методологических подходов, но общая тенденция – ориентация на обеспечение радиационной безопасности человека на социально приемлемом уровне [382].

В данной работе оценка радиационного риска для населения при возможных авариях проводилась на основании методики МАГАТЭ [39]. Следует отметить, что данная методика направлена на расчет дозовых нагрузок и радиационных рисков от возможных сценариев поступления радиоактивных веществ из хранилища РАО в природную среду и не противоречит предлагаемой российскими учеными «Методике оценки радиационных рисков на основе данных мониторинга радиационной обстановки» [382]. Однако методика, предлагаемая МАГАТЭ, позволяет провести оценку радиационного риска более консервативно, учитывая менее широкий объем данных радиоэкологического мониторинга изучаемой территории, чем требуется в [382].

Для проведения оценки безопасности хранилища РАО в соответствии с [383] необходимо определить набор сценариев эволюции объекта. При этом рекомендуется выбор нескольких сценариев, принципиально отличающихся по учитываемым факторам и событиям. В диссертационной работе рассчитывались дозовые нагрузки и риски для населения, проживающего постоянно или ведущего сельскохозяйственную деятельность вблизи хранилища РАО [384, 385]. Для расчёта были выбраны два наиболее вероятных сценария поступления радионуклидов в окружающую среду [39]: сценарий «утечка жидкости» и сценарий «ресуспензия пыли».

Для расчетов по указанным сценариям были выбраны параметры, полученные при проведении мониторинговых работ на территории расположения хранилища РАО, а также параметры, рекомендуемые в [39]. Следует отметить,

что сценарий «утечка жидкости», с одной стороны, является наиболее вероятным для хранилищ РАО, которые были созданы в 50-60-е гг. прошлого столетия и не обладают совершенным проектным планом, безопасным для хранения РАО местоположением, с другой стороны, в наибольшей степени характеризует реальную картину поступления активности от хранилищ РАО в окружающую среду.

Для оценки радиационного риска сделан ряд предположений.

1. Радионуклидный состав отходов в хранилище РАО представлен широким набором радионуклидов, которые могут потенциально вносить определенный вклад в дозовые нагрузки для населения. В представленных расчетах доз и риска для населения набор радионуклидов ограничили двумя радионуклидами – ^{137}Cs и ^{90}Sr, которые идентифицируются в компонентах природной среды изучаемой территории и являются дозообразующими для человека. При этом для расчетов применяются значения удельной активности радионуклидов в водных объектах и почве изучаемой территории, полученные при проведении радиоэкологического мониторинга.

2. Для расчетов дозовых нагрузок и рисков для населения был выбран один основной сценарий «утечка жидкости» (сценарий 1) из хранилища РАО. Кроме того был выбран еще дополнительный сценарий (сценарий 2), согласно которому радионуклиды могут поступать в окружающую среду и привносить определенный вклад в дозовую нагрузку для населения (Таблица 24).

3. Дозовые нагрузки и риски рассчитывали только для населения, проживающего постоянно или ведущего сельскохозяйственную деятельность в зоне влияния хранилища РАО. Дозы и риски для персонала не рассматривались.

В соответствии с методикой для количественного анализа рассматриваемых сценариев выбрана принципиальная схема, включая набор концептуальных предположений о событиях, явлениях и факторах природного и техногенного происхождения и физико-химических процессах, влияющих на безопасность хранилища. В соответствии с [383] концептуальная модель хранилища РАО

должна давать адекватное и полное качественное описание хранилища как радиационно-опасного объекта, оказывающего радиационное воздействие на человека в соответствии с данными сценариями облучения человека.

На основании данных радиоэкологического мониторинга, проводимого на изучаемой территории предыдущими исследователями с 1998 по 2009 гг., и включая результаты собственных исследований с 2010 по 2017 гг., составлена концептуальная модель хранилища РАО. Описание модели включает параметры, рекомендуемые документом [383], а именно:

1) характеристику хранилища РАО: полное содержание и концентрации радионуклидов, скорости их выхода из упаковок РАО, физико-химическая форма РАО. Сопроводительные документы на хранилище РАО были с грифом «секретно». Однако имеются некоторые данные, в частности, о емкостях для хранения твердых РАО. Емкости предназначены для хранения твердых РАО объемом ~ 2500 $м^3$, активностью 800 Ku. В пробах воды из ячеек емкости, подвергшейся разгерметизации, обнаружены радионуклиды ^{90}Sr объемной активностью $5.44*10^6$ Бк/$м^3$ и ^{137}Cs активностью $4,5*10^5$ Бк/$м^3$ [137].

2) средой выхода, т.е. средой, с которой радионуклиды выходят из упаковок РАО, является грунтовая вода (сценарий 1), воздух и почва (сценарий 2);

3) механизмом выхода, т.е. физико-химическим процессом, в результате которого происходит выход радионуклида из источника, является инфильтрация (сценарий 1), ресуспензия пыли (сценарий 2);

4) геосферными средами переноса, с которыми радионуклиды мигрируют через геосферу, являются вода, почва (сценарий 1, 2), воздух (сценарий 2);

5) механизмами геосферного переноса, т.е. процессами, которые определяют миграцию радионуклидов через геосферу, являются конвективный и диффузионный перенос, сорбционно-десорбционные процессы в почве, воде, фильтрация (сценарий 1, 2), образование и слипание аэрозолей, ветровой перенос,

турбулентность, диффузия в воздухе, мокрое и сухое оседание, вторичное пылеобразование (сценарий 2);

6) биосферными средами переноса, с которыми радионуклиды мигрируют через биосферу, являются компоненты наземной экосистемы, водные объекты экосистемы (сценарий 1, 2), воздух (сценарий 2);

7) механизмами биосферного переноса, которые определяют миграцию радионуклидов через биосферу, являются корневое поглощение растениями и инкорпорирование, аккумулирование в организме животных (сценарий 1, 2);

8) механизмом облучения, т.е. видом воздействия радионуклидов на человека и окружающую среду, является воздействие техногенных радионуклидов, включая β-излучение ^{90}Sr, ɣ- β- излучение его дочернего радионуклида ^{90}Y и β-, ɣ-излучение ^{137}Cs.

Развитие сценария, согласно [39], предполагает учет следующих факторов: механизм загрязнения, форма загрязнения, загрязняемая среда, механизм миграции, путь облучения (Таблица 24). Расчет предельных концентраций по моделям сценариев проводился с помощью решения задачи по определению дозы для населения, полученной в результате поступления загрязненных радиоактивными отходами вод из хранилища траншейного типа в окружающую среду. Все расчеты были проведены для дерново-подзолистых почв и умеренного климата, т.е. учитывались характеристики изучаемой территории расположения хранилища РАО.

В соответствии с методикой [39] расчет суммарной дозы на население проводился с учетом вклада годовых доз внутреннего и внешнего облучения от разных источников в соответствии с реализуемым сценарием. Для реализации принципа необходимости учета множественных путей радиационного воздействия в работе оценивается вклад в формирование дозы каждого из путей облучения.

Таблица 24 – Факторы развития сценариев поступления радиоактивных веществ в окружающую среду из хранилищ РАО [39]

Сценарий	Механизм загрязнения	Форма загрязнителя	Загрязняемая среда	Механизм миграции	Путь облучения
1	2	3	4	5	6
Сценарий 1 «Утечка жидкости»	Выщелачивание	Сточные воды	Дренаж Река Почва Посевы Животные Атмосфера (пыль) Вода (орошение, поглощение)	Утечка из дренажной системы; Поток воды в реке; Орошение и питьевое использование; Задержка растениями; Корневое поглощение; Поглощение животными; Выщелачивание; Эрозия.	Потребление воды, сельхозпродукции, мяса животных. Вдыхание пыли, внешнее облучение от почвы
Сценарий 2 «Ресуспензия пыли»	Суспензия	Пыль	Атмосфера (пыль) Почва Посевы	Осаждение Задержка растениями; Корневое поглощение	Ингаляция пыли, внешнее облучение от пыли и почвы, поглощение сельхозпродуктов, неосторожное поглощение почвы

При расчете суммарной дозы на население по сценарию «утечка жидкости» учитывались годовая доза внутреннего облучения населения от поступления радионуклида с пищевыми продуктами и водой и за счет ингаляции от пыли; годовая доза внешнего облучения населения, включающая облучение от загрязненной радионуклидом поверхности земли [39]. Учитывались следующие основные пути пищевого поступления радионуклидов: поступление с зеленой частью растений, плодовыми овощами, картофелем и корнеплодами, молоком и мясом, грибами и ягодами, рыбой, частицами почвы и водой.

Стоит отметить, что для расчета дозы учитывалась плотность радиоактивного загрязнения радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr, рассчитанная с учетом экспериментальных данных, полученных в 2015 г., чтобы провести дальнейший адекватный сравнительный анализ дозовых нагрузок для биоты и населения. Как указывается в [383], использование данных радиационного мониторинга существенно уменьшают неопределенность оценки риска. При этом для расчета плотности радиоактивного загрязнения почвы использовались самые высокие удельные активности ^{90}Sr (5200 Бк/кг) и ^{137}Cs (85 Бк/кг).

Значения параметров для расчета дозовых нагрузок на население для сценария «утечка жидкости» их хранилища РАО представлены в Приложении 5, Табл. 5.1, 5.2. Рассчитанные значения доз облучения человека от потребления продуктов питания представлены в таблице 25.

Таблица 25 – Дозы от потребления различных продуктов питания для населения при поверхностном загрязнении почвы радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr

Название продукта питания	Доза облучения человека, Зв/год	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Зеленые растения	1,1E-10	1,0E-07
Овощи	5,4E-09	1,5E-06

Продолжение Таблицы 25

Картофель	1,3E-08	3,7E-06
Молоко	8,2E-09	1,0E-07
Мясо	5,5E-09	7,4E-07
Грибы	1,4E-07	4,4E-07
Ягоды	1,2E-08	1,9E-06
Рыба	2,5E-08	3,9E-04

На основании проведенных расчетов (Таблица 26) можно заключить, что при возникновении сценария «утечка жидкости» из хранилища РАО доза облучения населения от множественных путей поступления радионуклидов в организм человека составляет 4.0E-04 Зв/год, что не превышает регламентируемый предел дозы для населения 1 мЗв/год [117]. При этом основной вклад в дозу для населения вносит пероральный путь поступления ^{90}Sr в организм с продуктами питания [384 – 386].

Таблица 26 – Доза облучения населения для сценария «утечка жидкости»

Радионуклид	Доза внутреннего облучения от продуктов питания, Зв/год	Доза внутреннего облучения от ингаляции, Зв/год	Доза внешнего облучения от поверхности почвы, Зв/год	Полная доза облучения населения, Зв/год
^{137}Cs	2.1E-07	2.6E-11	2.6E-07	4.7E-07
^{90}Sr	4.0E-04	1.2E-09	1.1E-06	4.0E-04

При расчете дозы облучения населения по сценарию «ресуспензия пыли» учитывалась внешняя доза облучения, полученная вследствие погружения в пылевое облако и от осажденной активности вовремя и после прохождения облака; внутренняя доза от ингаляции частиц в облаке и от потребления зеленых растений [33]. Значения параметров для расчета дозовых нагрузок на население для сценария представлены в Приложении 5, Табл. 5.3.

Учитывая дозу облучения населения от всех источников для сценария “ресуспензия пыли”, которая достигает 75 мЗв/год, выявлено существенное превышение установленного дозового предела – 1 мЗв/год (Таблица 27). В этом случае основным дозообразующим радионуклидом является ^{137}Cs, а основными путями облучения – пероральный и облучение от проходящего облака [384 – 386].

Таблица 27 – Доза облучения населения для сценария «ресуспензия пыли»

Радио-нуклид	Доза внутреннего облучения от ингаляции, Зв/год	Доза внутреннего облучения от продуктов питания, Зв/год	Доза внешнего облучения от погружения в облако, Зв/год	Доза внешнего облучения от проходящего облака, Зв/год	Полная доза облучения населения, Зв/год
^{137}Cs	1.9E-03	0.01	4.0E-05	0.04	0.053
^{90}Sr	0.02	8.5E-04	2.9E-07	4.1E-04	0.022

На основании проведенных расчетов дозы облучения населения можно заключить, что при реализации сценария «ресуспензия пыли» радиоактивность за короткий промежуток времени поступает в окружающую среду и формирует дозовые нагрузки, значительно превышающие предел дозы облучения для населения в 1 мЗв/год, регламентируемый в [117] (Таблица 27). При этом основной вклад в формирование дозы вносит радионуклид ^{137}Cs (Таблица 28).

Таблица 28 – Дозовые нагрузки на население по различным сценариям, Зв/год

Сценарий	Доза от облучения ^{137}Cs	Доза от облучения ^{90}Sr	Суммарная доза
«Утечка жидкости»	4.7E-07	4.0E-04	4.0E-04
«Ресуспензия пыли»	0.053	0.022	0.075

Реализация основного сценария «утечка жидкости» предполагает пролонгированное поступление радионуклидов в объекты окружающей среды на

протяжении длительного времени, что отмечается при радиоактивном загрязнении изучаемой территории в результате разгерметизации емкости хранилища РАО. Дозообразующим радионуклидом для населения в данном случае, так же как и для биоты, является ^{90}Sr. При этом не отмечается превышение дозы облучения населения 1 мЗв/год (Таблица 28).

Рассчитанные дозовые нагрузки для населения служат входными параметрами для оценки радиационного риска с учетом рекомендаций [117, 160, 161].

Оценка радиационного риска для населения проводится путем сопоставления со шкалой радиационных рисков для управления рисками стохастических эффектов. На основании вышеупомянутой шкалы уровень пренебрежимого радиационного риска, не требующий никаких специальных мер по его снижению, соответствует годовой дозе облучения 10 мкЗв/год (1% от допустимого предела мощности дозы) и составляет 10^{-6} год$^{-1}$ [117, 383].

На основании оценки радиационного риска для населения при реализации рассмотренных в данной работе сценариев можно заключить следующее. Значение суммарного радиационного риска для здоровья населения при реализации двух сценариев выше уровня пренебрежимого риска для населения, составляющего значение 10^{-6} [117] (Таблица 29).

Таблица 29 – Риски для населения от реализации сценариев

Сценарий	Риск от облучения ^{137}Cs, год$^{-1}$	Риск от облучения ^{90}Sr, год$^{-1}$	Суммарный риск от облучения радионуклидами, год$^{-1}$
«Утечка жидкости»	2.7E-08	2.3E-05	2.3E-05
«Ресуспензия пыли»	3.0E-03	1.3E-03	4.3E-03

При этом радиационные риски возникновения генотоксических эффектов для здоровья населения от радионуклида ^{137}Cs для сценариев «утечка жидкости» на два порядка ниже уровня пренебрежимого риска для населения. Радиационный

риск от облучения радионуклидом ^{90}Sr для всех сценариев выше уровня пренебрежимого риска для населения.

Если учитывать показатель превышения обобщенного риска для населения при обосновании защиты от источников потенциального облучения в течение года 1E-05 [117], то в соответствии с проведенными оценками для сценария «ресуспензия пыли» требуется проведение мониторинговых работ на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению, по специальной программе [382].

Однако, если учитывать сценарий «утечка жидкости», который был реализован при разгерметизации емкости хранилища РАО в 1998 г., радиационный риск можно отнести к категории «требуется оптимизация риска» в соответствии с [382], т.к. полученная величина риска 2.3E-05 находится в диапазоне значений от 1E-05 до 5E-05 год$^{-1}$. При этом требования к мониторингу радиационной обстановки и защитным мерам включают непрерывный мониторинг радиационной обстановки на изучаемой территории, включая определение удельной активности радионуклидов в компонентах наземной экосистемы, а также необходимость предусмотреть защитные меры для населения, как рекомендуется в [382].

8.2. Сравнительная оценка дозовых нагрузок на человека и биоту при авариях

В настоящее время дискуссионным аспектом в радиобиологических исследованиях является экоцентрическая парадигма защиты окружающей среды, что требует оценки радиационного воздействия на биоту и человека, обитающих на одной территории, т.е. в идентичных радиоэкологических условиях. Для этих целей в ряде исследованиях [387 – 389], выполненных в районе аварии на Чернобыльской АЭС, применяют индекс радиационного воздействия $RIF_{h,b,}$ который может быть рассчитан следующим образом (16):

$$RIF_{h,b} = \frac{D_{h,b}}{CDV_{h,b}}, \quad (16)$$

где D_h – доза облучения человека, Зв; D_b – доза облучения биологического объекта, Гр; CDV_h – критическая дозовая нагрузка для человека, Зв; CDV_b – критическая дозовая нагрузка для биоты, Гр.

Если $RIF_{h,b} < 1$, то человека/биоту можно считать защищенными от воздействия ионизирующих излучений, если, $RIF_{h,b} > 1$ - не защищенными. При сопоставлении индексов радиационного воздействия для представителей биоты и человека, обитающих в одних и тех же радиоэкологических условиях, представляется возможным провести сравнительную оценку влияния радиационно-опасного объекта, в данном случае хранилища РАО, на биоту и человека. При этом если $RIF_h > RIF_b$, то воздействие радиоэкологических условий на биоту меньше, чем на человека.

С целью сравнительной оценки воздействия хранилища РАО на компоненты биоты, а именно наземного моллюска *F. fruticum* M., и человека в диссертационной работе были рассчитаны индексы радиационного воздействия.

При расчете индекса для человека за критическую дозовую нагрузку (CDV_h) принимался передел дозы для населения 1 мЗв/год, регламентируемый [117]. В качестве дозы облучения (D_h) применялись рассчитанные дозы облучения для населения с учетом выше рассмотренных сценариев эволюции объекта (Таблица 30).

На основании рассчитанных индексов радиационного воздействия можно заключить, что население является незащищенным при реализации сценария «ресуспензия пыли», т.к. величина RIF_h превышает 1. Полученные расчеты подтверждают и оценку радиационного риска для этого сценария, величина которого превышает 5E-05.

В свою очередь сценарий «утечка жидкости», который принят в рамках данной работы как основной и был реализован на хранилище РАО, создает радиоэкологическую обстановку на изучаемой территории, при которой человек является защищенным от радиационного воздействия.

Таблица 30 – Индексы радиационного воздействия для человека

Сценарий	Доза облучения населения, Зв/год	Индексы радиационного воздействия (RIF_h)
«Утечка жидкости»	4.0E-04	0.4
«Ресуспензия пыли»	0.075	75

Расчет индексов радиационного воздействия для наземного моллюска является более дискуссионным, чем для человека из-за отсутствия однозначных критериев защиты окружающей среды от радиационного фактора, а значит и отсутствия обоснованного и общепринятого значения критической дозовой нагрузки для биоты (CDV_b). В связи с вышесказанным при проведении расчетов были использованы разные критические дозовые нагрузки (Таблица 30). Во-первых, в качестве CDV_b использованы установленные в диссертационной работе критические нагрузки для наземного моллюска, а именно 37±6 мГр/год при изучении изменения высоты раковины моллюска и 42.3±5.8 мГр/год при изучении уровня белков-МТ в мягких тканях. Во-вторых, в качестве показателя CDV_b принимался во внимание дозовый стандарт 10 мкГр/час (87.6 мГр/год), принятый в рамках проекта ERICA. Следует отметить, что стандарт для биоты, принятый в проекте ERICA, является более жестким, чем предложенный МКРЗ для наземных животных – 1 мГр/сут. В качестве дозы облучения биологического объекта D_b принята максимальная мощность дозы облучения наземного моллюска, обитающего на изучаемой территории – 76 ±9 мГр/год.

На основании проведенных расчетов можно предположить, что наземный моллюск с учетом полученных в диссертационной работе критических нагрузок в сложившихся радиоэкологических условиях не является защищенным, т.к. индексы радиационного воздействия превышают 1 в среднем в 2 раза (Таблица 31). Однако при учете предела мощности дозы, предложенной проектом ERICA, изучаемый биологический объект является защищенным, т.к. $RIF_b<1$.

Следует отметить, что подобные неоднозначные индексы радиационного воздействия были также получены и в работе [390] при анализе воздействия

радиационно-опасных объектов на травянистую растительность, дождевого червя и хирономид с учетом пределов мощности дозы облучения, продиктованных МКРЗ и ERICA.

Таблица 31 – Индексы радиационного воздействия для наземного моллюска

Критическая дозовая нагрузка (CDV_b), мГр/год	Индекс радиационного воздействия (RIF_b)
37±6	2.1
42.3±5.8	1.8
87.6	0.9

Анализ воздействия радиоактивно загрязненной территории в районе расположения хранилища РАО на человека и биоту осуществлялся посредством сравнения индексов радиационного воздействия RIF_h и RIF_b. При этом был использован RIF_h сценария «утечка жидкости», т.к. радиоэкологическая обстановка на изучаемой территории складывается в результате пролонгированного поступления радионуклидов в объекты окружающей среды, а расчет доз облучения для данного сценария осуществлялся на основании экспериментальных данных. На основании рассчитанных индексов (Таблица 30, 31) наземный моллюск *F. fruticum* M. на изучаемой территории подвергается наибольшему радиационному воздействию, чем человек. При этом индекс $RIF_b > RIF_h$ при учете всех критических дозовых нагрузок: как полученных в диссертационной работе, так и рекомендуемых на международном уровне. Полученные результаты представлены в [385]. Следует отметить, что подобные оценки на основании индексов радиационного воздействия были приведены в исследованиях для первого периода после аварии на Чернобыльской АЭС [388] и в районе горнодобывающего предприятия ЛПО «Алмаз» [390].

Кроме того, в регионе аварии на Южном Урале впервые было установлено большее воздействие радиационного фактора на представителей биоты, чем на человека в идентичных радиоэкологических условиях [6]. Аналогичный вывод

был также отмечен и в регионе аварии на Чернобыльской АЭС, где превышение доз облучения представителей флоры и фауны превышало дозы облучения для человека в 30 – 120 раз [6].

Заключение к Главе 8

Оценка воздействия радиационного фактора на биоту и население в районах расположения объектов ядерно-топливного цикла является актуальным направлением. В данной главе проведен сравнительный анализ воздействия хранилища РАО на население и представителя биоты – наземного моллюска *F. fruticum* М., который является референтным представителем для изучаемой территории. Проведение сравнительной оценки предполагает использование индексов радиационного воздействия, для расчета которых необходимо установить дозовые нагрузки на человека и биоту в одинаковых радиоэкологических условиях и критические дозовые нагрузки.

Дозовые нагрузки и радиационный риск для населения были оценены с учетом двух сценариев: основного «утечка жидкости» и дополнительного «ресуспензия пыли». Установлено, что при реализации дополнительного сценария радиационный риск для населения является неприемлемым, что логично обосновывается и значительным превышением регламентируемого предела доз облучения для населения 1 мЗв/год. Несколько иная ситуация наблюдается при оценке риска для основного сценария «утечка жидкости», реализованного в 1998 г. при разгерметизации емкости. В этом случае не отмечается превышение дозы облучения населения 1 мЗв/год, а радиационный риск отнесен к категории «требуется оптимизация риска» в соответствии с [382].

Полученные оценки радиационных рисков для населения согласуются и с оценками защищенности населения по индексам радиационного воздействия. При этом в случае реализации сценария «ресуспензия пыли» население не является защищенным от радиационного фактора, в отличие от сценария «утечка

жидкости», реализация которого не подвергает радиационной опасности население.

При анализе индексов радиационного воздействия на наземного моллюска с учетом полученных в данной работе критических нагрузок (37±6 и 42.3±5.8 мГр/год) установлено, что животные не являются защищенными в сложившейся радиоэкологической обстановке. Однако с учетом предела мощности дозы, предложенной проектом ERICA (87.6 мГр/год), биологический объект защищен при радиационном воздействии на изучаемой территории. Следует отметить, что вышеуказанный предел мощности дозы (87.6 мГр/год) принят в международной практике как скрининговый уровень хронического облучения, который предполагает отсутствие эффектов у 95% видов и малой вероятности эффектов у 5% самых радиочувствительных видов. В связи с вышесказанным и, учитывая тот факт, что моллюски не относятся к самым радиочувствительным видам, а проявление радиационных эффектов, как было обсуждено ранее, может быть связано со спецификой β-излучения ^{90}Sr рекомендуемый скрининговый уровень в рамках данной работы не учитывается.

Сравнительный анализ индексов радиационного воздействия на человека и наземного моллюска позволяет сделать вывод о большем влиянии радиационного фактора на наземного моллюска, чем на человека на изучаемой территории. Следует отметить, что Алексахин Р.М. [6] акцентирует внимание на то, что отдельные группы организмов могут подвергаться более высоким дозовым нагрузкам, чем человек, например представители микро- и мезофауны наземных экосистем. Подобные выводы были получены на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Южном Урале и Чернобыльской АЭС [6].

Полученные оценки ставят под сомнение антропоцентрический принцип «если защищен человек, то защищена и биота», что в свою очередь обсуждается многими учеными и авторитетными международными организациями в области защиты окружающей среды от радиационного фактора. При этом необходимо

расширять анализ ситуаций, когда потенциально нарушается антропоцентрический принцип в системе радиационной защиты и превалирует экоцентрический подход, в том числе и с учетом представителей биоты, не включенных в список RAPs.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Концепция оценки и менеджмента риска в настоящее время выступает в качестве приоритетного механизма принятия решений в области экологического нормирования, в том числе и при воздействии радиационного фактора. Большинство существующих методов оценки экологических рисков ориентированы на оценку риска для критических компонент экосистемы, включая охраняемые виды, виды – эдификаторы. При этом методы оценки экологического риска на экосистемном уровне находятся в стадии становления. В диссертационной работе представлен метод количественной оценки радиационных экосистемных рисков по критическим нагрузкам на наземную экосистему. Метод включает классические этапы, рекомендованные международными организациями и научным сообществом, деятельность которых направлена на разработку методов оценки экологических рисков. При этом выделяются следующие этапы при оценке риска: идентификация опасности; выявление референтных видов и показателей; определение и анализ критических нагрузок на основе построения зависимостей «доза – эффект» в градиенте нагрузки; оценка экологического риска по критическим нагрузкам и анализ функций риска; анализ неопределенностей в оценке экологического риска. Следует отметить, то в рассматриваемом методе предлагаются новые подходы и методы реализации основных этапов оценки риска, которые являются научно обоснованным решением существующих проблемных вопросов при оценке радиационных рисков. При этом на основании данных многолетнего мониторинга (2010 – 2017 гг.) изучаемой территории установлен реципиент воздействия – наземная экосистема и фактор экологической опасности – излучение ^{90}Sr. Следует отметить, что применение данных экологического мониторинга дает более адекватную оценку экологического риска, нежели применение данных, полученных расчетным путем или методами моделирования.

Несмотря на развитие экоцентрической концепции радиационной защиты и накопленный научный радиобиологический материал относительно референтных

видов, предложенных МКРЗ, существует ряд нерешенных вопросов при оценке воздействия радиационного фактора на биоту, что в свою очередь затрудняет и развитие системы оценки экологических радиационных рисков. При этом до сих пор не принят единый критерий безопасности биоты при радиационном воздействии, что приводит к неопределенностям при оценке экологического риска, основанной на пороговом действии радиации. Учитывая рекомендации, принятые проектом ERICA и PROTECT предел безопасности для всех организмов – 10 мкГр/час [29, 30]. Однако МКРЗ предлагает дифференцированный подход при определении безопасных уровней радиационного воздействия, выделяя разные критерии безопасности (от 0.1 до 10 мГр/сут) для млекопитающих, позвоночных и беспозвоночных животных, растений и сосны обыкновенной. В предлагаемом в диссертационной работе методе оценки радиационных экосистемных рисков на наземную экосистему в основе оценки – критическая нагрузка на референтный показатель, которая экспериментально устанавливается при анализе зависимости «доза – эффект», а не критерий безопасности биоты. При этом нами предложен термин «референтный показатель», который обозначен как радиационно-индуцированное изменение морфологического, физиологического, биохимического или др. показателя биоты на уровне индивидуума, вида, популяции или экосистемы в целом, которое может быть описано достоверной моделью, имеющей пороговое значение. Пороговое значение выступает в качестве критической нагрузки. Также весьма дискуссионным является предложенный МКРЗ набор «условные (референтные) животные и растения» [1], т.к. в конкретных радиоэкологических условиях, складывающихся в разных климатических зонах, применение этого набора не всегда адекватно может отражать особенности функционирования природных экосистем и приводить к ошибочным оценкам риска. Оценка радиационного экологического риска в разработанном методе осуществляется с учетом радиационно-индуцированных эффектов у наземного моллюска *F. fruticum* М., типичного представителя средней полосы РФ, и ферментативной активности почв

в условиях хронического радиоактивного загрязнения ^{90}Sr наземной экосистемы. В работе выявлены изменение высоты раковины и уровня белков-МТ в мягких телах наземного моллюска, изменение КН ^{90}Sr в раковинах моллюска в зависимости от его содержания в крапиве, а также изменение каталазной активности почв при хроническом облучении изучаемой наземной экосистемы. При этом в диссертационном исследовании приводится экспериментально-теоретическое научное обоснование наземного моллюска для возможного включения в список референтных видов.

Для интерпретации выявленных радиационно-индуцированных эффектов с точки зрения радиационных рисков необходимо связать эффекты с мощностью поглощенной дозы облучения представителей биоты. Однако в настоящее время также не существует единых методов оценки доз облучения живых организмов. В диссертационном исследовании разработана схема проведения дозиметрического расчета мощности дозы облучения малого биологического объекта (наземного моллюска) Монте-Карло, которая учитывает максимально возможные сценарии облучения моллюска, максимальное количество входных параметров, включая массу и геометрию организма, дозиметрические и физические особенности источника облучения. Следует отметить, что наиболее развитый на международном уровне при оценке радиационного риска «Интегрированный подход», сопровождающийся внедрением программного обеспечения ERICA Tool, дает заниженную оценку мощности поглощенной дозы облучения наземного моллюска. В свою очередь, применение классических расчетных методов, основанных на формулах Р. Левинджера и Л.Д. Маринелли, завышает мощность дозы на несколько порядков. Таким образом, наиболее адекватную оценку мощности поглощенной дозы облучения наземного моллюска и радиационного экологического риска возможно получить при учете разработанной схемы проведения дозиметрического расчета.

Для оценки радиационного экологического риска в диссертационной работе применяется интегрированный подход, основанный как на детерминистских, так

и вероятностных методах оценки. При этом за приемлемую величину для оценки риска принят показатель 95%-ой защищенности экосистемы.

При этом можно предполагать, что выбор только одного референтного вида прогнозирует возможность дальнейшего существования только популяции этого вида. Для оценки риска для целой экосистемы, конечно, необходимо учитывать референтные показатели, отражающие жизнедеятельность как можно большей части сообщества, населяющего данную экосистему.

Полученные оценки радиационных экологических рисков для наземной экосистемы в зоне влияния хранилища РАО, основанные на анализе не одного, а нескольких референтных показателей, свидетельствуют об экологической безопасности объекта при разгерметизации емкости, повлекшей радиоактивное загрязнение изучаемой территории. При этом анализ индексов радиационного воздействия на наземного моллюска и человека позволяет поставить под сомнение антропоцентрическую концепцию радиационной безопасности, т.к. в идентичных радиоэкологических условиях, сложившихся на изучаемой территории, радиационный фактор в большей степени оказывает влияние на представителя биоты, нежели на человека.

ВЫВОДЫ

1. Разработанный метод оценки радиационного экологического риска по критическим нагрузкам основан на экспериментальном обосновании реципиента воздействия, референтных видов и показателей; обосновании дозиметрического метода расчета мощности поглощенной дозы облучения референтного вида; установлении зависимостей «доза-эффект» для референтных показателей; определении критических нагрузок как предельно допустимых уровней воздействия; количественной оценки радиационного экологического риска для наземной экосистемы. Эффективность метода продемонстрирована при оценке экологического риска для территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению, с учетом комплекса референтных показателей.

2. Изменение каталазной активности почв является чувствительным показателем при радиоактивном загрязнении почв ^{90}Sr в диапазоне от 1.83±0.02 до 5203±89 Бк/кг и описывается достоверной моделью с пороговым значением, соответствующим 1858±22 Бк/кг почвы. До порогового значения удельной активности радионуклида в почве отмечается стимулирование каталазной активности, при превышении этой величины – угнетение.

3. Разработанная схема проведения дозиметрического расчета посредством метода Монте-Карло дает наиболее точную оценку мощности поглощенной дозы облучения наземного моллюска, тогда как расчетный метод формулами Р. Левинджера и Л.Д. Маринелли завышает оценку мощности дозы, а интегрированный пакет ERICA Tool – занижает искомый показатель на 1 – 2 порядка. Мощность поглощенной дозы облучения наземного моллюска варьирует в диапазоне от 0.32±0.07 до 76±9 мГр/год в условиях хронического воздействия ^{90}Sr, при этом дозовая нагрузка на 95% формируется за счет самооблучения животного.

4. Экспериментальные зависимости радиационно-индуцированного изменения высоты раковины, уровня белков-МТ в мягких тканях наземного моллюска *F. fruticum* M. в диапазоне мощности поглощенной дозы от 0.32±0,07 до

76±9 мГр/год и зависимость изменения КН ^{90}Sr раковинами моллюска являются нелинейными и подтверждают «пороговость» действия радиации на биоту.

5. Радиационный экологический риск для наземной экосистемы, подвергшейся радиоактивному загрязнению, является приемлемым при учете критической нагрузки на каталазную активность почвы, высоту раковины и уровень белков-МТ в мягких телах наземного моллюска и неприемлемым с учетом критической нагрузки на референтный показатель – КН ^{90}Sr раковинами моллюска. Однако при анализе неприемлемости риска выявлено превышение допустимой величины 5% на 0.75% из возможных 95%, что приближает приемлемость риска с учетом неопределенности в его оценке.

6. Индексы радиационного воздействия для наземного моллюска выше соответствующих индексов для человека при учете как критических дозовых нагрузок, полученных при выявлении критических нагрузок для референтных показателей, так и рекомендованных на международном уровне. Популяция наземного моллюска *F. fruticum* М., обитающего в условиях хронического облучения ^{90}Sr, подвержена наибольшему радиационному воздействию, чем человек.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. ICRP Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2008. – 251 p.

2. ICRP Publication 114. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. – 111 p.

3. ICRP Publication 124. Protection of the Environment under Different Exposure Situations. Annals of the ICRP, 2014. – 59 p.

4. IAEA. Safety Standards Series No GSR. Part 3. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Safety Standards. – Vienna, 2011. – 303 p.

5. Pentreath, P.J. A system for radiological protection of the environment: some thoughts and ideas / P.J. Pentreath // J. Radiol.Protect. – 1999. – V19. – №2. – P. 117 – 128.

6. Алексахин, Р.М. Проблемы радиоэкологии: Эволюция идей. Итоги / Р.М. Алексахин. – М.: РАСХН, 2006. – 880 с.

7. Алексахин, Р.М. Радиоэкология XXI века / Р.М. Алексахин // Вестник Российской Академии Наук. – 2010. – Т.80. – №4. – С. 321 – 328.

8. Ильин, Л.А. Актуальная радиобиология: курс лекций / Л.А. Ильин, Л.М. Рождественский, А.Н. Котеров, Н.М. Борисов. — М.: Издательский дом МЭИ, 2015. — 240 с.

9. Алексахин, Р.М. Новейшие результаты исследований в области радиоэкологии / Р.М. Алексахин, С.А. Гераськин, А.А. Удалова // Вестник Российской академии наук. – 2015. – Т. 85. – № 4. – С. 373 – 376.

10. De Jongh, N. Uncertainties in EIA: in Environmental Impact Assessment: Theory and Practice / N. De Jongh – L.: Unwin Hyman, 1990. – P. 63 – 86.

11. Демидова, О.А. Оценка экосистемного риска при экологическом обосновании строительства промышленных объектов / О.А. Демидова // Экология и промышленность России. – 2007. – №3. – С. 50 – 52.

12. Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту / Под общей редакцией И.И. Линге и И.И. Крышева. – 2015. – 265 с.

13. Р 2.1.10.1920–04. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. М.: Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. – 143с.

14. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part I. – Part IV. – European Commission, 2003.

15. Шафранский, И.Л. Сравнительный анализ риска заболеваемости радиационно-индуцированными злокачественными новообразованиями работников атомной промышленности - ликвидаторов аварии на ЧАЭС / И.Л. Шафранский, Л.А. Ильин, А.Р. Туков, Л.М. Рождественский // Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2009. – Т. 54. – №2. – С. 32 – 37.

16. Коренков, И.П. Методология подхода к экспресс-оценке величины радиационного риска для здоровья населения при воздействии радионуклидов, присутствующих в подземной воде / И.П. Коренков, Т.Н. Лащенова, Н.В. Клочкова // Гигиена и санитария. – 2013. – №5. – С. 56 – 59.

17. Рахманин, Ю.А. Гигиенические основы обеспечения биобезопасности человека / Ю.А. Рахманин, А.И. Потапов, Г.Г. Ястребов // Вестник Российской академии медицинских наук. – 2002. – № 11. – С. 32 – 37.

18. Ильин, Л.А. Системные подходы к оценке состояния здоровья человека в условиях неблагоприятного радиационного окружения / Л.А. Ильин // Russian Journal of Rehabilitation Medicine. – 2016. – № 3. – С. 3 – 15.

19. NRC (National Research Council). Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. – Washington, DC: National Academy Press, 1983. – 191 p.

20. Higher-tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides From the SETAC-Europe/OECD/EC: Guidance document. Workshop held at Lacanau Ocean. – France, 1998. – 179 p.

21. Treweek, J. Ecological Impact Assessment / J. Treweek – UK: Blackwell Science, 1999. – 351 p.

22. Directive 2001/82/EC Of The European Parliament And Of The Council of 6 November 2001 on the Community code relating to veterinary medicinal products, 2001 – Available from: https://ec.europa.eu/health/sites/health/files/files/eudralex/vol-5/dir_2001_82_cons2009/dir_2001_82_cons2009_en.pdf

23. Integrated Risk Assessment. Report Prepared for the WHO/UNEP/ILO International Programme on Chemical Safety. – World Health Organization, 2007. – 136 p.

24. Демидова, О.А. Оценка экосистемных рисков, связанных с расширением Средне-Тиманского бокситового рудника / О.А. Демидова, В.Н. Башкин, Е.А. Юркин, М.В. Котова, И.В. Припутина // Проблемы анализа риска. – 2007. – Т. 4. – № 2. – С. 140 – 151.

25. Suter, G.W. Ecological risk assessment in the United States Environmental Protection Agency: A historical overview / G.W. Suter // Integr. Environ. Assess. Manag. – 2008. – V. 3. – № 4. – P. 285–289.

26. Степанова, Н.Ю. Оценка экологического риска для устойчивого функционирования Куйбышевского водохранилища как водоема многоцелевого назначения / Н.Ю. Степанова // Ученые записки Казанского государственного университета. – 2008. – Т.150 (кн. 4). – С. 201 – 208.

27. Greenberg, M. Whither risk assessment: New challenges and opportunities a third of a century after the Red Book / M. Greenberg, B.D. Goldstein, E. Anderson,

M. Dourson, W. Landis, D.W. North // Risk Anal. – 2015. – V.11. – № 35. – P. 1959 – 1968.

28. Крышев, И.И. Радиационная безопасность окружающей среды: необходимость гармонизации российских и международных нормативно – методических документов с учётом требований федерального законодательства и новых международных основных норм безопасности ОНБ-2011 / И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина // Радиация и риск. – 2013. – Т.22. – №1. – С.47 – 61.

29. ERICA. – Environmental Risk from Ionizing Contaminants: Assessment and Management. Developed under EU 6th Framework Programme. Contract No. FI6R-CT-2004-508847. – 2003. – Available from: www.erica-project.org.

30. Крышев, И.И. Радиационная безопасность окружающей среды. Обзор / И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина // Радиация и риск. – 2018. – Т. 27. – № 3. – С. 113 – 131.

31. Поликарпов, Г.Г. Радиационная защита биосферы, включая Homo Sapiens: выбор принципов и поиски решения / Г.Г. Поликарпов // Морской экологический журнал. – 2006. – Т. 5. – № 1. – С. 16 – 34.

32. Крышев, И.И. Опыт апробации радиоэкологических критериев безопасности окружающей среды для Восточно-Уральского радиоактивного следа и районов расположения объектов использования атомной энергии / И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина, А.И. Крышев //Радиоэкологические чтения В.М. Клечковского: сб.трудов. – Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2017. – С. 29 – 58.

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

34. U.S. DOE-STD-1153-2002. A graded approach for evaluation radiation doses to aquatic and terrestrial biota. – Washington: US Department of energy, 2002. – 234 p.

35. Crane, M. Risk Characterization in Direct Toxicity Assessment of The River Esk and The Tees Estuayr / M. Crane, A. Grosso, P. Whitehouse, D. Forrow // Ecotoxicology. – 2004. – V. 13. – № 5. – P. 463 – 474.

36. Sander, P. Uncertain Numbers and Uncertainty in the Selection of Input Distribution: Consequences for a Probabilistic Risk Assessment of Contaminated Land / P. Sander, B. Bergback, T. Oberg // Risk Analysis. – 2006. – V. 26. – № 5. – P. 1363 – 1375.

37. Удалова, А.А. Современные подходы к оценке радиационного воздействия на окружающую среду / А.А. Удалова, С.А. Гераськин, Р.М. Алексахин, С.М. Киселев // Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2013. – Т. 58. – №4. – С. 23 – 33.

38. Howard, B.J. The ERICA Integrated Approach and its contribution to protection of the environment from ionising radiation / B.J. Howard, C.M. Larsson // J. Environ. Radioact. – 2008. – V. 99 – P. 1361 – 1363.

39. IAEA-TECDOC-1380. Derivation of activity limits for the disposal of radioactive waste in near surface disposal facilities, 2003. – 145 p.

40. Дмитриев, В.Г. Оценка экологического риска. Аналитический обзор публикаций / В.Г. Дмитриев // Арктика и Север. – 2014. – №14. – С. 126 – 147.

41. Дмитриев, В.Г. К вопросу о понятии экологического риска. Аналитический обзор публикаций / В.Г. Дмитриев // Арктика и Север. – 2013. – № 13. – С. 1 – 20.

42. U.S. EPA. Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures. – Federal Register 51 (185): 34014 - 34025. – 1986. – 38 p.

43. U.S. EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A) Interim Final. – Office of Emergency and Remedial Response – EPA/540/189/002. – 1989. – Available from: http://rais.ornl.gov/documents/HHEMA.pdf

44. Toxicology and risk assessment // ed. by Anna M. Fan, Elaine M. Khan, George V. Alexeeff. – Pan Stanford Publishing, 2015. – 1368 p.

45. U.S. EPA. Kuzmack, A.M. Quantitative Risk Assessment for Community Exposure to Vinyl Chloride / A.M Kuzmack, R.E. McGaughy. –Washington, D.C.: U.S. EPA, 1975. – 122 p.

46. U.S. EPA. Interin Procrdures and Guidelines for Health Risk and Economic Impact Assessments of Suspected Carginogens. – 1976. – Federal Register 41. – №. 102. – P. 21402 – 21405.

47. Pesticides in the Diets of Infants and Children. – Washington, DC: National Academy Press. NRC, 1993. – Available from: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK236275/

48. U.S. EPA. Water quality criteria documents: availability. – Fed.Reg. 45: 79318-79379. – 1980. – 41 p.

49. U.S. EPA. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. – 2005. – 166 p. Available from: https://www.epa.gov/sites/production/files/2013-09/documents/cancer_guidelines_final_3-25-05.pdf

50. U.S. EPA. Guidelines for carcinogen risk assessment. – Federal Register 51(185): 33992–34003. – 1986. – 39 p.

51. U.S. EPA. Guidelines for carcinogen risk assessment (review draft): Risk Assessment Forum. – Washington, DC. – NCEA-F-0644, 1999. – 211 p.

52. U.S. EPA. Guidelines for mutagenicity risk assessment. – Federal Register 51(185): 34006-34012. – 1986. – 24 p.

53. U.S. EPA. Guidelines for exposure assessment. – Federal Register 57 (104) :22888-22938. – 1992. – 139 p.

54. U.S. EPA. Assessment of thyroid follicular cell tumors. Risk Assessment Forum. – Washington, DC. – EPA/630/R-97/002. – 1998. – Available from: https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/thyroid.pdf

55. U.S. EPA. Cancer risk coefficients for environmental exposure to radionuclides: federal guidance report no. 13. – Office of Air and Radiation. – EPA/402/R-99/001. – 1999 – 335 p.

56. Humans exposed indirectly via the environment and combined exposure – exposure assessment and risk characterization. Risk Assessment. – Danish Environmental Protection Agency in collaboration with NiPERA and VITO, 2008. – 220 p.

57. Feasibility of validating the Uniform System for the Evaluation of Substances (USES). National institute of public health and environmental protection. – Bilthoven, The Netherlands, 1995. – 62 p.

58. Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) no 1488/94 on Risk Assessment for existing substances. – European Commission, 1996. – 126 p.

59. Краткий обзор нового Регламента Европейского Союза по Химическим веществам REACH. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://www.ecovostok.ru

60. Аджиенко, Г.В. Подходы к оценке экологических рисков химических веществ в системе природоохранного законодательства Евросоюза / Г.В. Аджиенко // Управление развитием крупномасштабных систем (MLSD'2016): материалы Девятой междун. конф. – Москва, 2016. – С. 290–296.

61. General report 2015. European Chemicals Agency, 2016. – 121 p.

62. Вишняков, Я.Д. Общая теория рисков: учебное пособие / Я.Д. Вишняков, Н.Н. Радаев. – М.: Академия, 2008. – 368 с.

63. Постановление Главного государственного санитарного врача Российской Федерации № 25 от 10.11.97 и Главного государственного инспектора Российской Федерации по охране природы №03-19/24-3483 от 10.11.97 «Об использовании методологии оценки риска для управления качеством окружающей среды и здоровья населения в Российской Федерации» – М., 1997.

64. Постановление Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 29.07.99 № 11 «О введении в действие временного

Положения об аккредитации органов по оценке риска в Российской Федерации». – М., 1999.

65. Онищенко, Г.Г. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Г.Г. Онищенко, С.В. Новиков, Ю.А. Рахманин, С.Л. Авалиани, К.А. Буштуева. – М.: НИИ ЭЧ и ГОС, 2002. – 408 с.

66. Новиков, С.М. Актуальные вопросы методологии и развития доказательной оценки риска здоровью населения при воздействии химических веществ / С.М. Новиков, М.В. Фокин, Т.Н. Унгуряну // Гигиена и санитария. – 2016. – №95. – Т.8. – С. 711 – 716.

67. Постановление Правительства Российской Федерации от 02.02.2006 года № 60 «Об утверждении Положения о социально-гигиеническом мониторинге». – М., 2006.

68. ISO/IEC 31010:2009. International standart Norme Internationale, Risk management – Risk assessment techniques, 03.100.01, 2009. – 176 p.

69. Рахманин, Ю.А. Методологические аспекты оценки риска для здоровья населения при кратковременных и хронических воздействиях химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Ю.А. Рахманин, С.М. Новиков, Г.И. Румянцев // Гигиена и санитария. – 2002. – № 6. – С. 5 – 7.

70. Рахманин, Ю.А. Методологические проблемы оценки угроз здоровью человека факторов окружающей среды / Ю.А. Рахманин, С.М. Новиков, Г.И. Румянцев // Гигиена и санитария. – 2003. – № 6. – С. 5 – 10.

71. Рахманин, Ю.А. Научное обоснование совершенствования санитарно-бактериологического мониторинга при питьевом водопользовании / Ю.А. Рахманин, П.В. Журавлев, В.В. Алешня, О.П. Панасовец, Т.З. Артемова, А.В. Загайнова, Е.К. Гипп // Гигиена и санитария. – 2014. – Т. 93. – № 6. – С. 68 – 72.

72. ICRP Publication 26. The 1977 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Ann. ICRP, 1977. – V. 1. – № 3. –53 p.

73. ICRP Publication 60. The 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Ann. ICRP, 1991. – V. – 21. – P. 201.

74. Алексахин, Р.М. Ядерная энергия и биосфера / Р.М. Алексахин. – М.: Энергоиздат, 1982. – 216 с.

75. Филюшкин, И.В. Теория канцерогенного риска воздействия ионизирующего излучения / И.В. Филюшкин, И.М. Петоян. – М.: ЭнергоАтомиздат, 1988. – 160 с.

76. Шандала, Н.К. Радиационно-гигиенический мониторинг на объектах ядерного и уранового наследия / Н.К. Шандала, С.М. Киселев, А.В. Титов, И.П. Коренков // Гигиена и санитария. – 2017. - №17. – С. 813 – 818.

77. Кащеева, П.В. Формирование групп потенциального риска среди участников ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС / П.В. Кащеева, С.Ю. Чекин, А.С. Саенко // Радиация и риск. – 2008. – Т. 17. – № 4. – С. 46 – 54.

78. Чекин, С.Ю. Заболеваемость раком щитовидной железы среди ликвидаторов: оценка радиационных рисков / С.Ю. Чекин, В.В. Кащеев, К.А. Туманов // Радиация и риск (Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра). – 2006. – Т. 15. – № 3 – 4. – С. 174 – 181.

79. Ильин, Л.А. Радиационная защита населения при реагировании на Чернобыльскую аварию / Л.А. Ильин, Я.Э. Кенигсберг, И.И. Линге, И.А. Лихтарев, М.Н. Савкин // Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2016. – Т. 61. – № 3. – С. 5 – 16.

80. Иванов, В.К. Радиационные риски медицинского облучения / В.К. Иванов, А.Ф. Цыб, Ф.А. Метлер, А.Н. Меняйло, В.В. Кащеев // Радиация и риск (Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра). – 2011. – Т. 20. – № 2. – С. 17 – 28.

81. Иванов, В.К. Радиационно-эпидемиологический сектор: развитие современных технологий оценки рисков здоровью и оптимизации радиационной

защиты населения России / В.К. Иванов, А.Ф. Цыб, М.А. Максютов // Радиация и риск. – 2012. – Т. 21. – № 3. – С. 41 – 54.

82. Чекин, С.Ю. Коэффициенты радиационных рисков для российского населения при однократном и пролонгированном облучении / С.Ю. Чекин, А.Н. Меняйло, В.В. Кащеев, М.А. Максютов // Радиация и риск. – 2014. – Т. 23. – № 1. – С. 51 – 65.

83. Committee on Gene Drive Research in Non-Human Organisms: Recommendations for Responsible Conduct; Board on Life Sciences; Division on Earth and Life Studies; National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. Appendix E A Brief History of Ecological Risk Assessment. – 2016. – Washington (DC): National Academies Press (US). – Available from: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK379280

84. Barnthouse, L.B. The strengths of the ecological risk assessment process: Linking science to decision-making. / L.B. Barnthouse // Integr. Environ. Assess. Manag. – 2008. – V. 3. – № 4. – P. 299 – 305.

85. Dale, V.H. Enhancing the ecological risk assessment process. / V.H. Dale, G.R. Biddenger, M.C. Newman, J.T. Oris, G.W. Suter, T. Thompson, T.M. Armitage, J.L. Meyer, R.M. Allen-King, G.A. Burton, P.M. Chapman, L.L. Conquest, I.J. Fernandez, W.G. Landis, L.L. Master, W.J. Mitsch, T.C. Mueller, C.F. Rabeni, A.D. Rodewald, J.G. Sanders, I.L. van Heerden // Integr. Environ. Assess. Manag. – 2008. – V. 4. – № 3. – P. 306 – 313.

86. Kapustka, L. Limitations of the current practices used to perform ecological risk assessment / L. Kapustka // Integr. Environ. Assess. Manag. – 2008. – V. 4. – № 3. – P. 290 – 298.

87. Van den Brink, P.J. New approaches to the ecological risk assessment of multiple stressors / P.J. Van den Brink, C.B. Choung, W. Landis, M. Mayer-Pinto, V. Pettigrove, S. Scanes, R. Smith, J. Stauber // Mar. Fresh. Res. – 2016. –V. 4. – № 64. – P 429 – 439.

88. TR 067 – The role of bioaccumulation in environmental risk assessment: the aquatic environment and related food webs: Technical Report No.67. – Belgium: ECOTEC, 1996. – 145 p.

89. ФЗ. Об охране окружающей среды: [федер.закон: принят Гос.Думой 20 дек., ред. от 31.12.2017]. – М., 2002. – 47 с.

90. U.S. EPA. Framework for Ecological Risk Assessment. – Washington, DC: Risk Assessment Forum, US Environmental Protection Agency, 1992 – 57 p.

91. U.S. EPA. Guidelines for neurotoxicity risk assessment. – Federal Register 63(93):26926-26954. – 1998. – 89 p.

92. Smrchek, J.C. Assessing risks to ecological systems from chemicals / J.C. Smrchek, M.G. Zeeman // Handbook of Environmental Risk Assessment and Management. – Oxford: Blackwell Science, 1998. – P. 417.

93. Kooistra, L. A Procedure for Incorporating Spatial Variability in Ecological Risk Assessment of Dutch River Floodplains / L. Kooistra, R.S.E.W. Leuven, R. Wehrens, P.H. Nienhuis, L.M.C. Buydens // Environmental Management. – 2001. – V. 28. – № 3. – P. 359 – 373.

94. Naito, W. Evaluation of an Ecosystem Model in Ecological Risk Assessment of Chemicals / W. Naito, K. Miyamoto, J. Nakanishi, Sh. Masunaga, S.M. Bartell // Chemosphere. – 2003. – V. 53. – P. 363 – 375.

95. The Integration of Biodiversity into National Environmental Assessment Procedures: A Review of Experiences and Methods // Produced for the Biodiversity Planning Support Programme UNDP/UNEP/GEF. – 2001. – Available from: https://www.cbd.int/doc/nbsap/EIA/India.pdf

96. Rand, G.M. Aquatic toxicology. Effects, environmental fate, and risk assessment / G.M. Rand. – sec. ed. – Taylor and Francis, 1995. – 1125 p.

97. Sibley, P.K. Environmental health assessment of the benthic habitat adjacent to a pulp mill discharge. I. Acute and chronic toxicity of sediments to benthic macroinvertebrates / P.K. Sibley, J. Legier, D.G. Dixon, D.R. Barton / Arch-environ-contam-toxicol. – New York: Springer-Verlag, 1997. – V. 32. – № 3. – P. 274 – 284.

98. Курашев, Е.А. Литоральная зона Ладожского озера: ее назначение и пути трансформации / Е.А. Курашев // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: материалы Межд. конф. – Минск. – 2007. – С. 25 – 26.

99. Chen, W. Release of adsorbed polycyclic aromatic hydrocarbons under cosolvent treatment: implications for availability and fate / W. Chen, L. Cong, H. Hul, P. Zhang, J. Li, Z. Feng, A.T. Kan, M.B. Tomson // Environmental Toxicology and Chemistry. – 2008. – V. 27. – № 1. – P. 112 – 118.

100. Schleier, J. Regional ecological risk assessment for the introduction of Gambusia affinis (western mosquitofish) into Montana watersheds / J. Schleier, E. Sharlene, S. Sing, R. Peterson // Biol Invasions. – 2008. – V. 10. – P. 1277 − 1287.

101. O'Brien, G. Regional scale risk assessment methodology using the Relative Risk Model (RRM) for surface freshwater aquatic ecosystems in South Africa / G. O'Brien, V. Wepener // Water SA. – 2012. – V. 38. – № 2. – P. 153 − 165.

102. Woodbury, P. Review of Methods for Developing Regional Probabilistic Risk Assessments, Part 2: Modeling invasive plant, insect, and pathogen species / P. Woodbury, D. Weinstein // In: J.M. Pye, H.M. Rauscher, Y. Sands, D.C. Lee, J.S. Beatty Advances in threat assessment and their application to forest and rangeland management. – Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-802. – Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest and Southern Research Stations, 2010. – V. 2. – P. 521 − 538.

103. Ecological Risk Assessment Guidance. Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP). – Vancouver: Azimuth Consulting Group Inc., 2012. – 215 p.

104. МКРЗ – Международная Комиссия по Радиологической Защите. Публикация 60. Пределы годового поступления радионуклидов в органы работающих, основанные на рекомендациях 1990 года. – М.: Энергоатомиздат, 1994. – 134 с.

105. Поликарпов, Г.Г. Радиационная экология как научная основа радиационной защиты биосферы и человечества / Г.Г. Поликарпов // Проблемы

радиоэкологии и пограничных дисциплин. Выпуск 8. – Екатеринбург, 2000. – С. 3 – 28.

106. Казаков, С.В. Подходы и принципы радиационной защиты водных объектов / С.В. Казаков, С.С. Уткин. – М.: Наука, 2008. – 318 с.

107. Алексахин, Р.М. Радиоэкология и проблемы радиационной безопасности / Р.М. Алексахин //Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2006. – Т. 51. – № 1. – С. 28 – 32.

108. Алексахин, Р.М. Учение о биосфере В.И. Вернадского и современные проблемы радиоэкологии / Р.М. Алексахин, А.А. Удалова, С.А. Гераськин // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2014. – Т. 54. – № 4. – С. 432 – 439.

109. Романов, Г.Н. Воздействие ионизирующих излучений на живую природу при уровнях, предусмотренных современными нормами радиационной безопасности / Г.Н. Романов, Д.А. Спирин // Докл. АН СССР, 1991. – Т. 318. – С. 248 – 251.

110. Fesenko, S.V. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant / S.V. Fesenko, R.M. Alexakhin, S.A. Geras'kin, N.I. Sanzharova, Y.V. Spirin, S.I. Spiridonov, I.A. Gontarenko, P. Strand // J. Environ. Radioact. – 2005. – V. 80. – P. 1 – 25.

111. Крышев, И.И. Радиационная безопасность биосферы: научные и нормативно-методические аспекты / И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина // Радиоэкологические чтения, посвящённые действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Клечковскому: сб. трудов. – Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ. – 2014. – С. 31–76.

112. ICRP Publication 91. A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species. Annals of the ICRP, 2003. – 79 p.

113. UNSCEAR. Effects of radiation on the environment // Report to the General Assembly with Scientific Annexes. – Volume II, Scientific Annex E. – Effect of ionizing radiation on non-human biota. – New York United Nations, 2011. – 179 p.

114. Проект Требований безопасности: Радиационная защита и безопасность источников облучения: Международные основные нормы безопасности. Общие требования безопасности, № GSR часть 3. Вена: МАГАТЭ, 2015. – 520 с.

115. Andersson, P. Numerical benchmarks for protecting biota from radiation in the environment: proposed levels, underlying reasoning and recommendations. PROTECT Deliverable 5. EC contract number: 036425 (FI6R) / P. Andersson, K. Beaugelin-Seiller, N.A. Beresford, D. Copplestone, C. Della Vedova, J. Garnier-Laplace, B. Howard, P. Howe, D.H. Oughton, C. Wells, P. Whitehouse, 2008 – 112 p.

116. Сынзыныс, Б.И. Экологический риск: учебное пособие по курсу «Техногенные системы и экологический риск» / Б.И. Сынзыныс, Е.Н. Тянтова, Н.Н. Павлова, О.П. Мелехова. – Обнинск: ИАТЭ, 2004. – 68 с.

117. СанПиН 2.6.1.2523–09. Нормы радиационной безопасности (НРБ99/2009): Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 100 с.

118. Спиридонов, С.И. Системная радиоэкология: моделирование экологических процессов и оценка радиационных рисков / С.И. Спиридонов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49. – №3. – С. 346 – 354.

119. Антохина, В.А. Оценка экологических рисков для территорий Калужской области, загрязнённых после чернобыльской аварии / В.А. Антохина, О.А. Максимова, А.А. Бурякова, И.И. Крышев // Радиация и риск. – 2018. – Т. 27. – № 3. – С. 42 – 54.

120. Brown, J.E. The ERICA Tool. / J.E. Brown, B. Alfonso, R. Avila, N.A. Beresford, D. Copplestone, G. Pröhl, A. Ulanovsky // J. Environ. Radioact. – 2008. – V. 99 – P. 1371 – 1383.

121. Рахманин, Ю.А. Научно-методические подходы к совершенствованию «Руководства по оценке риска здоровью населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду» на базе последних мировых

достижений в области анализа риска / Ю.А. Рахманин // Здоровье населения и среда обитания – 2012. – №11. – С. 4 – 6.

122. Лаврентьева, Г.В. Современные тенденции оценки радиационного экологического риска. Обзор / Г.В. Лаврентьева, Б.И. Сынзыныс // Радиация и риск. – 2020. – Т.29. – №2. – С. 128 – 138.

123. UBA. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. – Berlin: Federal Environmental Agency, 2004. – 266 p.

124. Burns, D.A. Critical loads as a policy tool for protecting ecosystems from the effects of air pollutants / D.A. Burns, T. Blett, R. Haeuber, L.H. Pardo // Front. Ecol. Environ. – 2008. – V. 6. – № 3. – P. 156 – 159.

125. Башкин, В.Н. Биогеохимический анализ экологических рисков / В.Н. Башкин, И.В. Припутина // Проблемы анализа риска. – 2011. – Т.8. – №4. – С. 8 – 21.

126. Лаврентьева, Г.В. Технология оценки экологического риска для малой реки / Г.В. Лаврентьева, Е.В. Рева, Б.И. Сынзыныс, О.А. Мирзеабасов, А.В. Рогуленко // Вестник РАЕН. – 2011. – №4. – С. 58 – 65.

127. Рева, Е.В. Оценка экологического риска с помощью анализа критических нагрузок на водные экосистемы / Е.В. Рева, О.А. Мирзеабасов, Г.В. Лаврентьева, А.В. Рогуленко, Б.И. Сынзыныс // Экология урбанизированных территорий. – 2011. – №1. – С. 78 – 85.

128. Демидова О.А. Разработка методов оценки экосистемных рисков в зонах воздействия выбросов на объектах газовой промышленности: автореф. дисс. … канд. техн. наук: 05.26.02 / Демидова Ольга Анатольевна. – М., 2007. – 26 с.

129. Башкин, В.Н. Оценка геоэкологических рисков в зонах влияния предприятий нефтегазовой промышленности в Российской Арктике / В.Н. Башкин, О.П. Трубицина., И.В. Припутина // Арктика и Север. – 2015. – № 20. – С. 92 – 98.

130. Воробейчик, Е.Л. Экологическое нормирование токсических нагрузок на наземные экосистемы: дис…д-р.биол.наук: 03.00.16/ Воробейчик Евгений Леонидович. – Екатеринбург, 2004 – 365 с.

131. Лаврентьева, Г.В. Выбор референтных организмов, оценка критических нагрузок и экологического риска для территории длительного хранения низкоактивных радиоактивных отходов: методич. пособие по курсу «Техногенные системы и экологический риск»/ Г.В. Лаврентьева, А.В. Бахвалов, О.А. Момот, О.А. Мирзеабасов, Б.И. Сынзыныс – Обнинск: ИАТЭ НИЯУ МИФИ, 2013. – 32 с.

132. Лаврентьева, Г.В. Технология оценки экологического риска для сухопутной экосистемы в условиях хронического радиоактивного загрязнения / Г.В. Лаврентьева, А.В. Бахвалов, Б.И. Сынзыныс, Р.Р. Муллаярова // Проблемы анализа риска. – Т.9. – 2012. – №5. – С. 30 – 43.

133. Бахвалов, А.В. Оценка экологического риска на основе анализа критических нагрузок на экосистему регионального хранилища радиоактивных отходов / А.В. Бахвалов, Н.Н. Павлова, О.А. Мирзеабасов, М.М. Рассказова, Г.В. Лаврентьева, Б.И. Сынзыныс, Ю.М. Глушков // Радиация и риск. – 2012. – Т.21. – №4. – С. 43 – 52.

134. Lavrentyeva, G.V. Ecological Risk Assessment for the Terrestrial Ecosystem under Chronic Radioactive Pollution / G.V. Lavrentyeva, O.A. Mirzeabasov, B.I. Synzynys // Int. J. Environ. Res. – 2014. –V. 8. – № 4. – P. 961 – 970.

135. Васильева, А.Н. Общие закономерности загрязнения геосистем в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов / А.Н. Васильева, Г.В. Козьмин, Н.Е. Латынова, О.В. Старков, В.И. Вайзер // Известия ВУЗов. Ядерная энергетика. – 2007. – №2. – С. 64 – 74.

136. Ястребков, А.Ю. Оценка воздействия приповерхностного хранилища радиоактивных отходов ФГУП «ГНЦ РФ – ФЭИ» на геологическую среду / А.Ю. Ястребков, Е.В. Захарова, К.А. Каменский // Разведка и охрана недр. – 2014. – №3. – С. 56 – 62.

137. Васильева А.Н. Эколого-техническая оценка состояния хранилища радиоактивных отходов на примере регионального объекта в бассейне реки Протва на севере Калужской области: автореф. дисс. … канд. техн. наук: 03.00.16 / Васильева Анна Николаевна. – М., 2007. – 18 с.

138. Силин, И.И. Пресные воды севера Калужской области / И.И. Силин. – Калуга: ВИЭМС, 2005. – 306 с.

139. Lavrentyeva, G.V. Geosystem Pollution by Radioactive Strontium near a Regional Radioactive Waste Repository / G.V. Lavrentyeva, I.I. Silin, B.I. Synzynys // Water Resources. – 2016. – V. 43. – № 7. – P. 948 – 956.

140. Зейферт, Д.В. Экология кустарниковой улитки / Д.В. Зейферт, И.М. Хохуткин – М.: Товарищество научных изданий КМК. – 2010 – 91 с.

141. Снегин, Э.А. Оценка состояния популяционных генофондов наземных моллюсков в условиях влияния горнообогатительных комбинатов на примере Bradybaena Fruticum MüLL. (Gastropoda, Pullmonata) / Э.А. Снегин // Экологическая генетика. – 2010. – Т. VIII. – № 2. – С. 45 – 55.

142. Лихарёв, И.М. Наземные моллюски фауны СССР / И.М. Лихарёв, Е.С. Раммельмейер – М.: Изд-во Академии наук СССР. – 1952. – С. 390 – 391.

143. Энциклопедический словарь Брокгауза и Ефрона. – С.-Пб.: Изд-во: Семеновская Типолитография (И.А. Ефрона), 1890 – 1907. – Т. 41. – 956 с.

144. Губанов, И.А. Urtica dioica L. — Крапива двудомная. Иллюстрированный определитель растений Средней России. В 3-х томах / И.А. Губанов, К.В. Киселёва, В.С. Новиков, В.Н. Тихомиров. – М.: Т-во науч. изд. КМК, Ин-т технолог. Иссл. Т. 2. Покрытосеменные (двудольные: раздельнолепестные), 2003. – 40 с.

145. ГОСТ 17.4.3.01–83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб. – М.: ИПК Издательство стандартов, 2004. – 4 с.

146. ГОСТ 17.4.4.02–84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. – М.: Стандартинформ, 2008. – 8 с.

147. Методика выполнения совместных измерений на γ-β-спектрометре с использованием программного обеспечения «LSRM». – Менделеево-Дубна. – 2000. – 32 с.

148. Стронций-90. Метод радиохимического определения в пробах почвы и растительных материалах. Методика выполнения измерений. (Свидетельство N 74/94 о метрологической аттестации) Обнинск: ФЭИ. – 2002. – 21 с.

149. Агрохимическая характеристика почв сельскохозяйственных угодий Российской Федерации: [по состоянию на 1 января 2002 года]. – М.: ЦИНАО, 2003. – 45 с.

150. Минеев, В.Г. Практикум по агрохимии: учебное пособие. / В.Г. Минеев, В.Г. Сычев, О.А. Амельянчик, Т.Н. Болышева, Н.Ф. Гомонова, Е.П. Дурынина, В.С. Егоров Е.В. , Егорова, Н.Л. Едемская, Е.А. Карпова, В.Г. Прижукова – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Изд-во МГУ, 2001. – 689 с.

151. Вадюнина, А.Ф. Методы исследования физических свойств почв / А.Ф. Вадюнина, З.А. Корчагина. – М.: Агропромиздат, 1986. – 416 с.

152. Павлоцкая, Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. – 214 с.

153. Мелехова, О.П. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: учебное пособие для студ. высш. учеб.заведений / О.П. Мелехова, Е.И. Сарапульцева, Т.И. Евсеева. – М.: Издательский центр «Академия», 2010. – С. 146 – 153.

154. Сычев, А.А. Микропространственная изменчивость демографических и конхиологических параметров в популяциях Helicopsis striata (Mollusca; Pulmonata; Hygromiidae) в условиях юга Среднерусской возвышенности / А.А. Сычев, Э.А. Снегин // Вестник Томского государственного университета. Биология. – 2016. – Т. 36. – № 4. – С. 127 – 146.

155. Гребенников, М.Е. Содержание тяжелых металлов в наземных моллюсках в районе Среднеуральского медеплавильного завод / М.Е.

Гребенников, И.М. Хохуткин // Экологические основы стабильного развития Прикамья: материалы науч.- прак.конф. – Пермь. – 2000. – 92 с.

156. Стойко, Т.Г. Определитель наземных моллюсков лесостепи Правобережного Поволжья / Т.Г. Стойко, О.В Булавкина. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. – 96 с.

157. Eaton, D.L. Evaluation of the Cd/Hemoglobin affinity assay for the rapid determination of metallothionein in biological tissues / D.L. Eaton, B.F. Toal // Toxicol. Appl. Pharmacol. – 1982. – V. 66. – P.134 – 142.

158. Хайн, Дж. Радиационная дозиметрия / Дж. Хайн, Г. Браунелл. – М.: Изд-во иностранной литературы, 1958. – 637 с.

159. Козлов, В.Ф. Справочник по радиационной безопасности / В.Ф. Козлов. – М.: Энергоатомиздат, 1999. – 520 с.

160. UNSCEAR. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations scientific Committee of the Effects of Atomic radiation // Report to the general Assembly, with Scientific Annexes. – New York: United Nations, 1993. – 922 p.

161. IAEA. International Basic Safety for Protection Against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources: Safety Series. – Vienna: IAEA, 1996. – N115. – 370 p.

162. Шипунов, А.Б. Наглядная статистика. Используем R! / А.Б. Шипунов, Е.М. Балдин, П.А. Волкова, А.И. Коробейников, С.А. Назарова, С.В. Петров, В.Г. Суфиянов. – М.: ДМК Пресс, 2012. – 298 с.

163. ГН 2.1.5.2280-07. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.– М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2008. – 11 с.

164. Момот, О.А. Природно-техногенные гидрохимические аномалии в подземных водах севера Калужской области / О.А. Момот, Г.В. Лаврентьева, Б.И. Сынзыныс, И.И. Силин // Проблемы региональной экологии. – 2012. – №1. – С. 46 – 52.

165. Лаврентьева, Г.В. Сезонное изменение содержания ^{90}Sr в поверхностных и подземных водах района размещения хранилища радиоактивных отходов / Г.В. Лаврентьева, И.И. Силин, Г.В. Козьмин, А.Н. Васильева, Б.И. Сынзыныс, Ю.М. Глушков, О.А. Момот // Вода: химия и экология. – 2012. – №12. – С. 26 – 31.

166. Лаврентьева, Г.В. Загрязнение геосистем радиоактивным стронцием в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов / Г.В. Лаврентьева, И.И. Силин, Б.И. Сынзыныс // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2015. – № 1. – С. 36–46.

167. Подготовка проб природных вод для измерения суммарной α- и β-активности: методические рекомендации. – М.: ВИМС, 1997.

168. Клочкова, Н.В. Радиоэкологическая оценка состояния территории при эксплуатации радиационно-опасного объекта / Н.В. Клочкова, И.П. Коренков, Т.Н. Лащенова // Гигиена и санитария. – 2010. – №4. – С. 13 – 17.

169. Lavrentyeva, G.V. Characteristic of pollution with groundwater inflow ^{90}Sr natural waters and terrestrial ecosystems near a radioactive waste storage / G.V. Lavrentyeva // Journal of Environmental Radioactivity. – 2014. – V. 135. – P. 128 – 134.

170. Лаврентьева, Г.В. Радиоэкологическое состояние природных вод и почв в районе расположения регионального хранилища радиоактивных отходов / Г.В. Лаврентьева // Сб. науч. трудов работ лауреатов областных премий и стипендий. Выпуск 9. – Калуга: КГУ им. К.Э. Циолковского, 2013. – С. 191 – 200.

171. Агеец, В.Ю. Система радиоэкологических контрмер в агросфере Беларуси / В.Ю. Агеец. – Минск: РНИУП "Институт радиологии", 2001. – 249 с.

172. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году. Ежегодник. – Обнинск: ФГБУ НПО «Тайфун», Росгидромет, 2016. – 348 с.

173. Мамихин, С.В. Имитационная модель трехмерной миграции ^{137}Cs в почвах / С.В. Мамихин, В.М. Бадави // Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 17. Почвоведение. – 2011. – № 4. – С. 32 – 36.

174. ОСПОРБ-99/2010. Санитарные правила и нормативы СП 2.6.1.2612-10. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности. – М.: Министерство юстиции Российской Федерации, 2010. – 82 с.

175. McLaren, R.C. Studies on soil copper. 1: The fractionation of copper in soils / R.C. McLaren, D.V. Crawford // J. Soil Sci. – 1973 – V. 24 – P. 162 – 171.

176. Переломов, Л.В. Формы Mn, Pb и Zn в серых лесных почвах среднерусской возвышенности / Л.В. Переломов, Д.Л. Пинский // Почвоведение. – 2003. – №6. – С. 682 – 691.

177. Бобовникова, Ц.И. Физико-химические формы радионуклидов в атмосферных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС и их трансформация в почве / Ц.И. Бобовникова, К.П. Махонько, А.А. Сиверина, Ф.А. Работнова, В.П. Гутарева, А.А. Волокитин // Атомная энергия. – 1991. – Т.71. – Вып. 5. – С. 449 – 454.

178. Пинский, Д.Л. Ионообменные процессы в почвах / Д.Л. Пинский. – Пущино, 1997. – 166 с.

179. Анненков, Б.Н. Ведение сельского хозяйства в районах радиоактивного загрязнения (радионуклиды в продуктах питания) / Б.Н. Анненков, В.С. Аверин. – М.: Пропилеи, 2003 – 110 с.

180. Лукашенко, С.Н. Радиоэкологическое обоснование возвращения территорий семипалатинского испытательного полигона в хозяйственное использование: фундаментальные и прикладные аспекты дис…д-р.биол.наук: 03.01.01/ Лукашенко Сергей Николаевич. – Обнинск, 2016 – 402 с.

181. Моисеев, И.Т. Изучение поведения ^{137}Cs в почвах и его поступления в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов / И.Т. Моисеев, Г.И. Агапкина, Л.А. Рерих // Агрохимия. – 1994. – № 2. – С. 103 – 118.

182. Анненков, Б.Н. Основы сельскохозяйственной радиологии: учебное пособие / Б.Н. Анненков. – М.: Агропромиздат, 1991. – 286 с.

183. Бахвалов, А.В. Биогеохимическое поведение ^{90}Sr в наземных и водных экосистемах / А.В. Бахвалов, Г.В. Лаврентьева, Б.И. Сынзыныс // Биосфера. – 2012. – Т.4. – № 2. – С. 206 – 216.

184. Юдинцева, Е.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия / Е.В. Юдинцева, Н.В. Гулякин. – М.: Атомиздат, 1968. – 472 с.

185. Архипов, А.Н. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в агроэкосистемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: автореф. дисс. … канд.биол.наук: 03.00.01 / Архипов Андрей Николаевич. – Обнинск, 1995. – 26 с.

186. Булгаков, А.А. Моделирование долговременной трансформации форм нахождения ^{90}Sr в почвах / А.А. Булгаков, А.В. Коноплев // Почвоведение. – 2005. – №7. – С. 825 – 831.

187. Васильева, А.Н. Оценка защитных барьеров на пути миграции радионуклидов в районе размещения хранилища радиоактивных отходов / А.Н. Васильева, Г.В. Козьмин, В.И. Вайзер, О.В. Старков, Н.Е. Латынова // Известия ВУЗов. Ядерная энергетика. – 2007. – №3. – Вып. 1. – С.74 – 82.

188. Лаврентьева, Г.В. Экологическая диагностика территории расположения приповерхностного хранилища радиоактивных отходов, выводимого из эксплуатации / Г.В. Лаврентьева, Р.Р. Шошина, Б.И. Сынзыныс // Актуальные вопросы ядерно-химических технологий и экологической безопасности: сб. статей по материалам научно-практ.конф. – ФГАОУ ВО «Севастопольский государственный университет». – 2016. – С. 180 – 184.

189. Лаврентьева, Г.В. Радиоэкологическая диагностика территории размещения регионального хранилища радиоактивных отходов / Г.В. Лаврентьева // Безопасность в техносфере. – 2013. – Т. 2. – №6. – С. 14 – 19.

190. Лаврентьева, Г.В. Мониторинг радиоактивного загрязнения почв в зоне воздействия регионального приповерхностного хранилища радиоактивных отходов в стадии вывода из эксплуатации / Г.В. Лаврентьева, О.А. Мирзеабасов,

Б.И. Сынзыныс // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2017. – Т. 57. – №3. – С. 279 – 285.

191. ICRP Publication 103. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Ann. ICRP, 2007. – V. 37. № 2 – 4. – 332 p.

192. Крышев, И.И. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России / И.И. Крышев, Е.П. Рязанцев. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Издат, 2010. – 495 с.

193. Sazykina, T.G. Non-parametric estimation of thresholds for radiation effects in vertebrate species under chronic low-LET exposures / T.G. Sazykina, A.I. Kryshev, K.D. Sanina // Radiation and Environmental Biophysics. – 2009. – V. 48. – № 4. – P. 391–404.

194. IAEA. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards. – Vienna: IAEA, 1992. – Technical Reports Series No. 332. – 88 p.

195. UNSCEAR. Effects of radiation on plants and animals: United Nations Scientific Committee on the Effects of atomic radiation // Report to the general Assembly with annexes. – New York: United Nations, 1996. – 89 p.

196. Pentreath, R. Effects of ionizing on aquatic organisms and ecosystems/ R. Pentreath // Protection of the Natural Environment. – Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, 1996. – P. 124 – 135.

197. Copplestone, D. The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database / D. Copplestone, J. Hingstone, A. Real // J. Environ. Radioact. – 2008. – V. 99. – № 9. – 1456 – 1463.

198. Larsson, C.M. The FASSET Framework for assessment of environmental impact of ionizing radiation in European ecosystems – an overview / C.M. Larsson // J. Radiol. Prot. – 2004. – № 24. – A1 – A2.

199. Real, A. Effects of ionizing radiation exposure on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection / A. Real, S. Sundell-

Bergman, J.F. Knowles, D.S. Woodhead, I. Zinger // J. Radiol. Protect. – 2004. –V. 24. – P. 123 – 137.

200. Удалова, А.А. База данных по действию ионизирующих излучений на растения: опыт создания и перспективы использования / А.А. Удалова, С.А. Гераськин, М.А. Дубынина // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – Т. 52. – №5. – С. 517 – 533.

201. Алексахин, Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений / Р.М. Алексахин. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 132 с.

202. Алексахин, Р.М. Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации / Р.М. Алексахин // Почвоведение – 2009. – №12. – С.1487 –1498.

203. Methods in Soil Biology / Ed. F. Schinner. – Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 1995. – 426 p.

204. Павлова, Н.Н. Закономерности пространственно-временных изменений биологической активности почв в районе расположения предприятия атомной энергетики (на примере г. Обнинска) / Н.Н. Павлова, Ю.В. Кулиш // Известия ВУЗов. Ядерная энергетика. – 2010. – №4. – С. 103 – 109.

205. Гузев, В.С. Техногенные изменения сообщества почвенных микроорганизмов / В.С. Гузев, С.В. Левин // Перспективы развития почвенной биологии. – 2001. – № 5. – С. 178 – 219.

206. Звягинцев, Д.Г. Биология почв / Д.Г. Звягинцев, И.П. Бабьева, Г.М. Зенова. – М.: Изд-во МГУ, 2005. – 445 с.

207. Берсенева, О.А. Ферментативная активность микобиоты как интегральный показатель экологического состояния почв в зоне влияния металлургических производств / О.А. Берсенева // Наука. Инновации. Технологии. Биологические науки. – 2015. – №5. – С. 164 – 171.

208. Беляков, А.Ю. Изменение активности ферментов в почве, загрязненной тяжелыми металлами, в процессе фиторемедиации / А.Ю. Беляков, Е.В. Плешакова, М.В. Решетников, Е.В. Любунь // В мире научных открытий. – 2010. – № 4. – Т. 10. – Ч. 5. – С. 34 – 36.

209. Тазетдинова, Д.И. Ферментативная активность выщелоченных черноземов Восточного Закамья Волжско-Камской степи при синергетическом загрязнении тяжелыми металлами и углеводородами / Д.И. Тазетдинова, В.В. Антонов, И.С. Газизов, Ф.К. Алимова // Фундаментальные исследования. – 2013. – №8. – С. 364–369.

210. Шашурин, М.М. Влияние повышенного естественного фона произрастания на ферментативную активность почв и фотосинтез у ольхи кустарниковой (Dushecia fruticosa) / М.М. Шашурин, М.В. Щелчкова, А.Н. Журавская, В.И. Попов // Наука и образование. – 2005. – №2. – Т. 38. – С. 23 – 27.

211. Галстян, А.Ш. Ферментативная активность почв Армении / А.Ш. Галстян. – Ереван: Айастан, 1974. – 275 с.

212. Хазиев, Ф.Х. Методы почвенной энзимологии / Ф.Х. Хазиев. – М.: Наука, 2005. – 252 с.

213. Звягинцев, Д.Г. Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых еѐ показателей / Д.Г. Звягинцев // Почвоведение. – 1978. – №6. – С. 48 – 54.

214. Сорокин, Н.Д. Микробная индикация почв, загрязненных промышленными эмиссиями / Н.Д. Сорокин, Е.Н. Афанасова // Сибирский экологический журнал. – 2011. – №5. – С.689 – 695.

215. Bahrampour, T. Evaluationof soilbiological activityafter soilcontaminating by crudeoil / T. Bahrampour, V.S. Moghanlo // International Journal of Agriculture: Research and Review. – 2012. – V. 6. – P. 671 – 679.

216. Мишустин, Е.Н. Биологическая фиксация атмосферного азота / Е.Н. Мишустин, В.К. Шильникова. – М.: Наука, 1968. – 529 с.

217. Селявкин, С.Н. Оценка биологического состояния почвы по микробиологической и ферментативной активности / С.Н. Селявкин, О.Б. Мараева, А.Л. Лукин // Вестник Воронежского государственного аграрного университета. – 2015. – № 2. – Т. 45. – С. 36 – 39.

218. Хазиев, Ф.Х. Почвенные ферменты / Ф.Х. Хазиев. – М.: Знание, 1972. – 32 с.

219. Абрамян, С.А. Изменение ферментативной активности почвы под влиянием естественных и антропогенных факторов / С.А. Абрамян // Почвоведение. – 1992. – № 7. – С. 70 – 82.

220. Егорова, Е.В. Ферментативная активность дерново-подзолистой почвы при загрязнении ее свинцом и кадмием / Е.В. Егорова, Д.Д. Госсе // Плодородие. – 2008. – №4. – С. 43 – 45.

221. Каримуллин, Л.К. Ферментативная активность дерновых подзолистых почв в условиях длительного нефтяного загрязнения / Л. К. Каримуллин, А.М. Петров // Вестник Казанского технологического университета. – 2014 – Т. 17. – № 10. – С. 122 – 124.

222. Гасанова Т.А. Ферментативное активность серо-коричневых (каштановых) почв Карамарямского плато / Т.А. Гасанова // Сельскохозяйственные науки и агропромышленный комплекс на рубеже веков. – 2016. – № 13. – С. 21 – 25.

223. Зинченко, М.К. Влияние природных и антропогенных факторов на ферментативную активность серой лесной почвы / М.К. Зинченко, И.Ю. Винокуров // Системы интенсификации земледелия как основа инновационной модернизации аграрного производства: Сб. трудов. – Суздаль. – 2016. – С. 228 – 235.

224. Franco, I. Microbiological resilience of soils contaminated with crude oil / I. Franco, M. Contin, G. Bragato, M. Nobili // Geoderma. – 2004. – V. 121. – P. 17 – 30.

225. Garcia, C. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils / C. Garcia, T. Hernandez, F. Costa // Comm. Soil Sci. Plant Anal. – 1997. – V. 1 – 2. – P. 123 – 134.

226. Lee, S. Effect of various amendments on heavy mineral oil bioremediation and soil microbial activity / S. Lee, B. Oh, J. Kim // Bioresource Technology. – 2008. – V. 99. – P. 2578 – 2587.

227. Валова, Е.Э. Влияние тяжёлых металлов на ферментативную активность почв / Е.Э. Валова, Ю.Б. Цыбенов, Э.В. Цыбикова // Ученые записки ЗабГГПУ. – 2012. – № 1 – Т.42. – С. 63 – 66.

228. Галиулин, Р.В. Ферментативная индикация загрязнения почв тяжелыми металлами / Р.В. Галиулин, Р.А. Галиулина // Агрохимия. – 2006. – № 11. – С. 84 – 95.

229. Коротченко, И.С. Ферментативная активность чернозема выщелоченного, загрязненного медью / И.С. Коротченко, Н.Н. Кириенко // Вестник КрасГАУ. – 2014. – № 3. – С. 104 – 110.

230. Serrano, A. Evaluation of soil biological activity after a diesel fuel spill / A. Serrano, M. Tejada, M. Gallego, J.L. Gonzales// Science of the Total Environment. – 2009. – V. 407. – P. 4056 – 4061.

231. ISO 14240-2. Soil quality — Determination of soil microbial biomass. Part 2: Fumigation-extraction method. International standard, 1997. – 16 p.

232. Гумерова, Р.Х. Изменение фитотоксичности отхода нефтедобывающего комплекса, содержащего радиоактивные элементы, при их ремедиации / Р.Х. Гумерова, С.Ю. Селивановская, П.Ю. Галицкая // Ученые записки Казанского университета. Серия: Естественные науки. – 2011. – Т. 153. – № 3. – С. 127 – 136.

233. Шашурин, М.М. Ферментативная активность почв и почвогрунтов при хроническом воздействии экотоксикантов различной природы в условиях Центральной и Южной Якутии / М.М. Шашурин // Наука и образование. – 2012. – №1. – С. 76 – 81.

234. Асварова, Т.А. Действие малых доз гамма-излучения на ферментативную активность почв Дагестана / Т.А. Асварова // Вестник ТГУ. – 2013. – Т. 18. – № 3 – С. 941 – 945.

235. Конышева, Е.Н. Влияние тяжелых металлов и их детоксикантов на ферментативную активность почв / Е.Н. Конышева, И.С. Коротченко // Вестник КрасГАУ. – 2011. – № 1. – С. 114–119.

236. Капралова, О.А. Влияние урбанизации на эколого-биологические свойства почв г. Ростова-на-Дону / О.А. Капралова // Инженерный вестник Дона. – 2011. – Т. 18 – № 4. – С. 326–331.

237. Lavrentyeva, G.V. Influence of radioactive contamination of the Sr-90 terrestrial ecosystems on the enzymatic activity of the soil / G.V. Lavrentyeva, V.R. Zaharova, O.A. Mirzeabasov, B.I. Synzynys // In XIII International Youth Scientific and Practical Conference «Future of atomic energy – AtomFuture 2017». – Obninsk. – 2017. – P. 137–142.

238. Лаврентьева, Г.В. Референтные виды и показатели при загрязнении лесной экосистемы Sr-90 / Г.В. Лаврентьева, Б.И. Сынзыныс, О.А. Мирзеабасов, Р.Р. Шошина // Сахаровские чтения 2018 года: экологические проблемы XXI века: материалы 18-й международной научной конференции. – 2018. – С. 222 – 223.

239. Шаров, А.Н. О некоторых особенностях использования пресноводных двустворчатых моллюсков при проведении экотоксикологических исследования на основе мониторинга их кардиоритма волоконно-оптическим методом / А.Н. Шаров, С.В. Холодкевич // Принципы экологии. – 2015. – №2. – С. 21 – 28.

240. Бахмет, И.Н. Особенности физиологии двустворчатых моллюсков разных зон обитания / И.Н. Бахмет, А.Д. Де Сауза, Л.М. Буруэм // Ученые записки Петрозаводского государственного университета. – 2015. – № 6. – С. 7 – 9.

241. Golubev, A. Ionizing radiation long-term impact on biota in water bodies with different levels radioactive contamination in Belarusian sector of Chernobyl nuclear accident zone / A. Golubev, V. Sikorski, O. Stoliar // Radioprotection. – 2011. – V. 46. – №. 6. – P. 393 – 399.

242. Гудков, Д.И. Пресноводные моллюски в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС: динамика содержания радионуклидов, дозовые нагрузки, цитогенетические и гематологические исследования / Д.И. Гудков, Е.В.

Дзюбенко, А.Б. Назаров, А.Е. Каглян, В.Г. Кленус // Гидробиологический журнал. – 2010. – Т. 46. – №3. – С. 86 – 104.

243. Majone, F. Persistence of micronuclei in the marine mussel, Mytilus galloprovincialis, after treatment with mitomycin / F. Majone, R. Brunetti, I. Gola, A.G. Levis // Mutat. Res. – 1987. – V. 191. – № 3–4. – P. 157–161.

244. Голубев, А.П. Динамика процессов радиоадаптации в популяциях моллюсков из водоемов Белорусского сектора зоны загрязнения ЧАЭС / А.П. Голубев // Экологический вестник. – 2012. – №2. – Т. 20. – С. 44 – 55.

245. Пинкина, Т.В. Влияние тяжелых металлов на биологические характеристики прудовика озерного (Lymnaea Stagnalis L.) из водоемов с различным уровнем радионуклидного загрязнения / Т.В. Пинкина // Гидробиол.журнал. – 2010. – Т. 46. – № 1. – С. 107 – 116.

246. Гордеева, М.А. Повышение виталитета у брюхоногих моллюсков (Gastropoda) в условиях нефтяного загрязнения посредством воздействия электромагнитными полями / М.А. Гордеева, Н.Г. Ильминских, С.Н. Гашев // Вестник Тюменского государственного университета. – 2011. – №6. – С. 38 – 45.

247. Бедова, П.В. Использование моллюсков в биологическом мониторинге состояния водоемов / П.В. Бедова, Б.И Колупаев. // Экология. – 1998. – №5. – С. 410 – 411.

248. Францевич, Л.И. Моллюски – индикаторы загрязнения среды радионуклидами / Л.И. Францевич, И.В. Паньков, А.А. Ермаков, А.В. Корнюшин, Т.Н. Захарчук // Экология. – 1995. – №1. – С. 57 – 62.

249. Соловых, Г.Н. Сравнительное исследование аккумуляции тяжелых металлов двустворчатыми моллюсками семейств Unionidae и Dreissenidae / Г.Н. Соловых, В.В. Минакова, И.В. Карнаухова, В.В. Павловская // Вестник ОГУ. – 2009. – №6. – С. 348 – 350.

250. Козинцев, А.Ф. Сезонная динамика содержания тяжелых металлов в мидии (Mytilus Galloprovincialis) из бухты Казачья Черного моря / А.Ф. Козинцев // Морський екологіний журнал. – 2006. – № 4. – Т. V. – С. 41 – 47.

251. Телитченко, М.М. Моллюски как концентраторы и биоиндикаторы радиоактивных загрязнений / М.М. Телитченко //Материалы межвузовской научно-методической конференции по изучению пресноводных моллюсков Сибири. Вопросы малакологии Сибири. – Томск: Изд-во Томского университете, 1969. – С. 9 – 13.

252. Куликов, Н.В. Радиоэкология пресноводных биосистем / Н.В. Куликов, М.Я. Чеботина. – Свердловск: УрО АН СССР. – 1988. – 128 с.

253. Снегин, Э.А. Содержание химических элементов в раковинах наземных моллюсков в условиях влияния горно-обогатительных комбинатов / Э.А. Снегин // Проблемы региональной экологии. – 2009. – №1. – С. 22 – 27.

254. Макеева, В.М. Оценка состояния генофонда природных популяций беспозвоночных животных в условиях фрагментарного ландшафта Москвы и Подмосковья (на примере кустарниковой улитки Bradybaena fruticum (Müll) / В.М. Макеева, М.М. Белоконь, О.П. Малюченко // Генетика. – 2005. – № 11. – С. 1495 – 1510.

255. Хохуткин, И.М. О наследовании признака «опоясонности» в естественных популяциях наземного брюхоногого моллюска Bradybaena fruticum (Mull.) / И.М. Хохуткин // Генетика. – 1979. – Т. 15. – № 5. – С. 868 – 871.

256. Крамаренко, С.С. Особенности внутрипопуляционной конхиометрической изменчивости наземного моллюска Brephulopsis Bidens (Gastropoda, Pulmonata, Buliminidae) / С.С. Крамаренко // Вестник зоологии. – 2006. – Т.5. – №40. – С. 445 – 451.

257. Гребенников, М.Е. Реликтовые популяции Chondrula tridens (Müll, 1974) на Среднем Урале / М.Е. Гребенников // Тез. докладов VI молодежной науч.конф. «Актуальные проблемы биологии и экологии». – Сыктывкар. – 1999. – С. 49.

258. Резник, Е.П. Особенности распространения и размерные показатели моллюсков семейства Helicidae на территории Карадагского природного

заповедника / Е.П. Резник, П.С. Калиновский // Экосистемы, их оптимизация и охрана. – 2010. – Вып. 3. – С. 131 – 135.

259. Присный, А.А. Морфофункциональные особенности гемоцитов брюхоногого моллюска Stenomphalia ravergieri (FERUSSAC) / А.А. Присный, С.В. Кулько // Научные ведомости БелГУ. Серия Естественные науки. – 2012. – №9. – Т. 128. – Вып. 19. – С. 90 – 94.

260. Hernroth, B. The influence of temperature and dose on antibacterial peptide response against lipopolysaccharide in the blue mussel, Mytilus edulis / B. Hernroth // Fish and Shellfish Immunology. – 2003. – P. 25 – 37.

261. Шиков, Е.В. Влияние влажности на формирование раковин Fruticicola fruticum Mull (Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Bradybaenidae) / Е.В. Шиков // Вестник ТвГУ. Серия «Биология и экология». – 2008. – Вып. 8. – С. 87 – 90.

262. Католиков, М.В. Анализ морфологической изменчивости мидий Mytilus Edulis морей Северной Европы / М.В. Католиков, Д.Л. Лайус, П.П. Стрелков // Вестник СПбГУ. – 2005. – сер. 3. – вып. 3. – С. 92 – 98.

263. Оскольская, О.И. Влияние загрязнения шельфовой зоны Черного моря на морфофизиологические характеристики мидии Mytilus Galloprovincialis LMK / О.И. Оскольская, В.А. Тимофеев, Л.В. Бондаренко // Экология моря. – 1999. – Вып. 49. – С. 84 – 89.

264. Засыпкина, М.О. Влияние остатков ракетного топлива на фауну водных моллюсков / М.О. Засыпкина // Вестник ДВО РАН. – 2006. – № 6. – С. 79 – 82.

265. Бородина, А.В. Накопление каротиноидов и аллометрический рост моллюска Anadara Kagoshimensis (Tokunaga, 1906) / А.В. Бородина // Вопросы сохранения биоразнообразия водных объектов: материалы Междунар. науч. конф. – Ростов-на-Дону. – 2015. – С. 53 – 75.

266. Cain, A.J. Persistence and extinction in some Cepaea populations / A.J. Cain, L.M. Cook // Biol. J. Linn. Soc. – 1989. – V. 38. – P. 183 – 190.

267. Снегин, Э.А. Анализ изменчивости модельных видов наземных моллюсков в популяциях Урала и юга среднерусской возвышенности / Э.А. Снегин, М.Е. Гребенников // Научные ведомости Белгородского государственного университета. Серия: Естественные науки. – 2011. – Т. 15. – № 9. – С. 67 –75.

268. Шошина Р.Р. Биогеохимические показатели миграции техногенного радионуклида ^{90}Sr на биотопе регионального хранилища радиоактивных отходов / Р.Р. Шошина, Г.В. Лаврентьева, И.В. Гешель, Б.И. Сынзыныс // Ядерная физика и инжиниринг. – 2014. – Т. 5. – № 3. – С. 223 – 228.

269. Nilsson, J. Critical loads for sulphur and nitrogen: report. Copenhagen / J. Nilsson, P. Grennfelt. – Nordic Council of Ministers, 1988. – 343 p.

270. Самсонов, Р.О. Оценка экологического риска в зонах воздействия магистральных газопроводов / Р.О. Самсонов, В.Н. Башкин, А.С. Казак, Д.В. Горлов, И.В. Припутина // Проблемы анализа риска. – 2006. – Т. 3. – № 3. – С. 238 – 249.

271. Башкин, В.Н. Экологические риски: определения и расчеты / В.Н. Башкин // Проблемы анализа риска. – 2014. – Т.11. – №5. С. 4 – 5.

272. De Vries, W. Soil Response to Acid Deposition at Different Regional Scales: Field and Laboratory Data, Critical Loads and Model Predictions / W. De Vries. – Wageningen, 1994. – 487 p.

273. Копцик, С.В. Оценка риска избыточного поступления соединений серы на наземные экосистемы Кольского полуострова / С.В. Копцик, Г.Н. Копцик, И.О. Алябина // Экология. – 2008. – №5. – С. 347 – 356.

274. Воробейчик, Е.Л. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем / Е.Л. Воробейчик, О.Ф. Садыков, М.Г. Фарафонтов. – Екатеринбург: Наука, 1994. – 280 с.

275. Van De Meent, D. Environmental chemistry: instrument in ecological risk assessment / D. Van De Meent // Manual on Aquatic Ecotoxicology. – The Netherlands: Kluwer Academic Press. – 1988. – P. 1 – 35.

276. Макаров, О.А. Подходы к оценке риска химического загрязнения городских почв / О.А. Макаров, А.А. Макаров // Почвоведение. – 2016. – №9. – С. 1147–1156.

277. Lavrentyeva, G.V. Assessment of radiation environmental risk for the terrestrial ecosystem / G.V. Lavrentyeva // IOP Conference Series: Materials Science and Engineering – 2019. Available from: https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/487/1/012010/pdf

278. Денисова, Т.В. Влияние гамма-излучения на биологические свойства почв (на примере чернозема обыкновенного) / Т.В. Денисова, К.Ш. Казеев, С.И. Колесников, В.Ф. Вальков // Почвоведение. – 2005. – № 7. – С. 877 – 881.

279. Кузин А.М. Стимулирующее действие ионизирующего излучения на биологические процессы / А.М. Кузин. – М.: Наука, 1997. – 240 с.

280. Егорова, Е.И. Мониторинг почв в районе размещения предприятий атомной промышленности / Е.И. Егорова, Ю.В. Иголкина, А.Л. Степанов // Успехи современного естествознания. – 2003. – №12. – С. 88 – 89.

281. Маслов, В.И. О проведении комплексных радиоэкологических исследований в природных биогеоценозах повышенной естественной радиоактивности / В.И. Маслов // Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. – М.: Наука, 1972. – С. 9 – 21.

282. Титаева, Н.А. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны / Н.А. Титаева, А.И. Таскаев. – Л.: Наука, 1984. – 232 с.

283. Криволуцкий, Д.А. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз / Д.А. Криволуцкий, Ф.А. Тихомиров, Е.А. Федоров, А.Д. Покаржевский, А.И. Таскаев. – М.: Наука, 1988. – 240 с.

284. Клечковский, В.М. Миграция радионуклидов в биосфере / В.М. Клечковский // Вест. АН СССР. – 1966. – №5. – С. 93 – 96.

285. Архипов, Н.П. Почвенная химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений / Н.П.

Архипов, Е.А. Федоров, Р.М. Алексахин, П.Ф. Бондарь, Т.Л. Кожевников, В.В. Суслова // Почвоведение. – 1975. – №11. – С. 40 – 52.

286. Тихомиров, Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы / Ф.А. Тихомиров. – М.: Атомиздат, 1972. – 174 с.

287. Reichle, D.E. Effect of temperature and radiation stress on the survivorship of isopods / D.E. Reichle, R.I. van Hook, E.A. Bardill // ORNL. – 1969. – № 4446. – P. 53 – 55.

288. Frantsevich, L. Application of molluscs for radioecological monitoring of the chernobyl outburst / L. Frantsevich, A. Korniushin, I. Pankov, A. Ermakov, T. Zakharchuk // Environmental Pollution. – 1996. – V. 94. – № 1. – P. 91 – 100.

289. Дричко, В.Ф. Накопление ^{137}Cs травами из торфяной низинной почвы при возрастающих дозах калийных и азотных удобрений / В.Ф. Дричко, Т.М. Поникарова, М.А. Ефремова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – Т. 36. – №4. – С. 524 – 530.

290. Krouglov, S.V. Long-term study on the transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl-contaminated soils to grain crops / S.V. Krouglov, A.S. Filipas, R.M. Alexakhin, N.P. Arkhipov // Journal of Environmental Radioactivity. – 1997. – V. 34. – № 3. – P. 267–286.

291. Joshi, R.M. Base line radioactivity levels in kaiga site soil and its migration to biosphere / R.M. Joshi, P.M. Ravi, R.P. Gurg // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2001. – V. 247. – № 3. – P. 571 – 574.

292. Wolterbeek, H.Th. Chernobyl ^{137}Cs in lichens: use of specific activity showing differences in transport routes of Cs and ^{137}Cs / H.Th. Wolterbeek, Z. Jeran, T. Verburg, J.J.M. de Goeij, J. van Dam // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2004. – V. 259. – № 1. – P. 13 – 18.

293. Nossov, A.V. Analysis of accumulation factor of ^{137}Cs in bottom sediments of lakes and rivers with concentration of the radionuclide close to background levels / A.V. Nossov, A.L. Krylov, V.P. Kisselev // Radioprotection. – 2011. – V. 46. – № 6. – P. 461 – 465.

294. Ларионова, Н.В. Поступление радионуклидов из почвы в растения в зоне радиоактивных выпадений на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко // Радиация и риск. – 2013. – Т. 22. – № 3. – С. 65 – 71.

295. Shoshina, R.R. Application of zonality conceptual model of chronic effects of ionizing radiation for studying the behavior of Sr-90 in terrestrial ecosystems / R.R. Shoshina, G.V. Lavrentyeva, B.I. Synzynys // Nuclear Energy and Technology. – 2015. – V. 1. – № 4. – P. 267 – 271.

296. Шошина, Р.Р. Применение концептуальной модели зональности хронического действия ионизирующей радиации при изучении поведения радиостронция в сухопутных экосистемах / Р.Р. Шошина, Г.В. Лаврентьева, Б.И. Сынзыныс // Известия вузов. Ядерная энергетика. – 2015. – № 2. – С. 143 – 148.

297. Vander Putten, E. High resolution of trace elements in the calcite shell layer of modern Mytilus adulus: Environmental and biological control / E. Vander Putten, F. Deharis, E. Keppens, W. Baeyens // Geochimica et cosmochimica acta. – 2000. – V. 64. – № 6. – P. 997 – 1011.

298. Мирзоева, Н.Ю. Радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах Черного моря после аварии на Чернобыльской АЭС / Н.Ю. Мирзоева // Наукові праці. – 2011. – Вып. 157. – Т.169. – С. 40 – 48.

299. Покаржевский, А.Д. Геохимическая экология наземных животных / А.Д. Покаржевский. – М.: Наука, 1974. – 299 с.

300. Зейферт Д.В. Количественные закономерности питания и биоэнергетика наземных моллюсков на примере модельных видов: автореф. дисс. … канд. биол. наук: 03.02.08 /Зейферт Дмитрий Вячеславович / М., 2011. – 20 с.

301. Лаврентьева, Г.В. Применение коэффициентов накопления Sr-90 в системе "почва-крапива двудомная-наземный моллюск Bradybaena fruticum" для оценки радиационного экологического риска / Г.В. Лаврентьева, О.А. Мирзеабасов, Б.И. Сынзыныс, И.В. Гешель // Техногенные системы и

экологический риск: тезисы докладов II Международной (XV Региональной) научн. конф. – 2018. – С. 105 – 106.

302. Бахвалов А.В. Оценка риска для территории расположения хранилища РАО на основе экологической диагностики по критическим нагрузкам на биотоп: автореф. дисс. … канд. биол. наук: 03.01.01 / Бахвалов Андрей Витальевич. – Обнинск, 2012. – 20 с.

303. Куровский, А.В. Эколого-физиологические аспекты кальциефильности травянистых растений / А.В. Куровский // Вестник Томского Государственного Университета. – 2009. – № 239 – С. 237 – 241.

304. Позолотина, В.Н. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты / В.Н. Позолотина, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская, Е.В. Антонова. – Екатеринбург: из-во «Гощицкий», 2008. – 204 с.

305. Larsson, C.M. An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants / C.M. Larsson // J. of Environ. Radioactivity. – 2008. – V. 99. – № 9. – P. 1364 – 1370.

306. Wood, M.D. Application of the ERICA Integrated Approach to the Drigg coastal sand dunes / M.D. Wood, W.A. Marshall, N.A. Beresford, S.R. Jones, B.J. Howard, D. Copplestone, R.T. Leah // J. Environ. Radioactivity. – 2008. – V. 99. – № 9. – P. 1484 – 1495.

307. Vetikko, V. Application of the ERICA Assessment TOOL to freshwater biota in finland / V. Vetikko, R. Saxén // Journal of Environmental Radioactivity. – 2010. – V. 101. – № 1. – P. 82 – 87.

308. Переволоцкая, Т.В. Программное средство для оценки доз облучения референтных организмов при хронических радиоактивных выпадениях / Т.В. Переволоцкая, А.Н. Переволоцкий, С.И. Спиридонов // Радиация и риск. – 2017. – Т. 26. – № 3. – С. 75 – 89.

309. Amiro, B.D. Radiological Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts / B.D. Amiro // J. Environ. Radioactivity. – 1992. – V. 35. – № 1. – P. 37–51.

310. Маклюк, Ю.А. Величина и структура дозовых нагрузок у мелких млекопитающих Чернобыльской зоны через 19 лет после аварии / Ю.А. Маклюк, С.П. Гащак, А.М. Максименко, М.Д. Бондарьков, Н. Бересфорд // Ядерна фізика та енергетика. – 2007. – № 3. – Т. 21. – С. 81 – 91.

311. Kryshev, A.I. Radioecological model for dose estimation to Arctic marine biota / A.I. Kryshev, T.G. Sazykina, P. Strand, J.E. Brown. // In: Proceedings of the 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. NRPA. – 2002. – P. 326 – 329.

312. Ооржак, А.Э. Оценка дозовых нагрузок на наземного моллюска, обитающего в условиях радиоактивного загрязнения ^{90}Sr, с использованием ERICA Tool / А.Э. Ооржак, Г.В. Лаврентьева, Р.Р. Шошина, А.А. Удалова // Техногенные системы и экологический риск: тезисы докладов II Международной (XV Региональной) научной конференции. – Обнинск. – 2018. – С. 132 – 133.

313. Lavrentyeva, G.V. Assessment of the radiation dose rate for a terrestrial mollusk during chronic Sr-90 irradiation / G.V. Lavrentyeva, A.E. Oorzhak, R.R. Shoshina, A.A. Oudalova, Yu.A. Kurachenko // IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. – 2019. Available from: https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/487/1/012012/pdf

314. Лаврентьева, Г.В. Оценка влияния ^{90}Sr на морфометрические показатели и уровень белков металлотионеинов в мягких тканях сухопутных моллюсков Bradybaena fruticum на биотопе регионального хранилища радиоактивных отходов / Г.В. Лаврентьева, Р.Р. Шошина, О.А. Мирзеабасов, Б.И. Сынзыныс // Радиация и риск. – 2017. – Т. 26. – № 4. – С.110 – 114.

315. Лаврентьева, Г.В. Радиационный экологический риск для наземной экосистемы в зоне влияния хранилища радиоактивных отходов / Г.В.

Лаврентьева, О.А. Мирзеабасов, Б.И. Сынзыныс, И.В. Гешель // Радиация и риск. – 2018. – Т.27. – №4. – С. 65 – 75.

316. Лаврентьева, Г.В. Радиоэкологическая ситуация на территории расположения регионального хранилища РАО: уровни загрязнения компонентов сухопутной экосистемы радионуклидами Sr-90 и Cs-137 и дозовые нагрузки на биоту / Г.В. Лаврентьева, Р.Р. Шошина, Б.И. Сынзыныс, Ю.А. Кураченко, Г.В. Козьмин // Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность - 2017: сб. статей по материалам научно-практ.конф. с междун. – Севастополь. – 2017. – С. 753 – 756.

317. Сынзыныс, Б.И. Оценка радиационного экологического риска и её неопределённость для биоценоза регионального хранилища радиоактивных отходов / Б.И. Сынзыныс, О.А. Мирзеабасов, Г.В. Лаврентьева, Р.Р. Шошина, О.А. Момот // Радиация и риск. – 2014. – Т. 23. – № 4. – С. 43 – 54.

318. Golikov, V. Internal and External Dose Models – a Deliverable Report for EPIC (Environmental Protection from Ionising Contaminants in the Artic) / V. Golikov, J. Brown. – Contract EU: ICA-CT-2000-10032, NRPA. Oslo, Norway, 2003. – 35 p.

319. Beaugelin-Seiller, K. Modeling radiological dose in non-human species: principles, computerization, and application / K. Beaugelin-Seiller, J. Carnier-Laplace, J.C. Gariel // Health Phys. – 2006. – V. 90. – P. 485 – 493.

320. Briesmeister, J.F. MCNP A General Monte Carlo N-Particle Transport Code Version 4B. LA-13709-M. / J.F. Briesmeister. – Los Almos: Los Almos National Laboratory., 2000. – 741 p.

321. Ljungberg, M. Monte Carlo calculations in nuclear medicine / M. Ljungberg, S. Strand, M. King. – sec. ed. – 2012. – 357 p.

322. MCNP – A General Monte Carlo N-Particle Transport Code: Overview and Theory. X-5 Monte Carlo Team. – 2003 – Version 5 – Volume I.

323. Шадрин, Н.В. Изменение популяции M. Galloprovincialis под влиянием сточных вод / Н.В. Шадрин, И.В. Лежнев // Биоэнергетика гидробионтов. – Киев: Наук.думка, 1990. – С. 78 – 82.

324. Ершов, Ю.А. Общая химия. Биофизическая химия. Химия биогенных элементов / Ю.А. Ершов, В.А. Попков, А.С. Берлянд, А.З. Книжник, Н.И. Михайличенко. – М.: Высшая школа, 1993. – 560 с.

325. Камардин, Н.Н. Модельные исследования влияния на наземных моллюсков Achatina fulica аэрозольных выбросов сточных вод / Н.Н. Камардин, В.А. Любимцев, С.В. Холодкевич // Принципы экологии. – 2016. – №.5. – С. 4 – 16.

326. Pettitt, C. An investigation of variation in shell form in Discula (Hystricella) turricula (Love, 1831) (Pulmonata; Helicacea) / C. Pettitt // J. Conchol. – 1977. – V. 29. – P. 147 – 150.

327. Варигин, А.Ю. Возрастные элементы в раковине двустворчатого моллюска Abra Ovata (Lamellibranchia:Venerida:Scrobicularidae) / А.Ю. Варигин // Научные ведомости. – 2009. – №3. – Т.58. – С. 44 – 45.

328. Хохуткин, И.М. Структура изменчивости видов на примере наземных моллюсков. / И.М Хохуткин. – Екатеринбург: УрО РАН, 1997. – 173 с.

329. Хочачка, П. Стратегия биохимической адаптации / П. Хочачка, Дж. Сомеро. – М.: Мир. 1977. – 398 с.

330. Горомосова, С.А. Основные черты биохимии энергетического обмена мидий / С.А. Горомосова, А.З. Шапиро – М.: Лёгкая и пищевая промышленность, 1984. – 120 с.

331. Пастернак, Р.К. Жизнь животных в 7 т. Т.2 Моллюски / Р.К Пастернак. – М.: Просвещение, 1988. – 446 с.

332. Котеров, А.Н. Радиобиология металлотионеинов / А.Н. Котеров, З.А. Требенок, Н.Б. Пушкарева, А.В. Никольский // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1995. – Т. 35. – вып. 2. – С. 162. – 179.

333. Dunn, M.A. Metallothionein / M.A. Dunn, T.L. Blalock, R.J. Cousins // Proc. Soc. Exp. Biol. Med. – 1987. – V. 185. – P. 107 – 119.

334. Moffat, P. Metallothionein in physiological and physiolpathological processes / P. Moffat, F. Denizeau // New horizons in chemical-induced uver injury. Drug Metabolism Reviews. – 1997. – V. 29. – №1–2. – P. 261 – 307.

335. Пыхтеева, Е.Г. Металлотионеин: биологические функции. Роль металлотионеина в защите от оксидативного стресса / Е.Г. Пыхтеева // Актуальные проблемы транспортной медицины. – 2010. – № 1. – Т.19. – С. 114 – 120.

336. Безручко, Н.В. Металлотионеины: взаимосвязь с окислительной модификацией белков и липидов, методы мониторинга / Н.В. Безручко, Г.К. Рубцов, О.М. Григорьева // Вестник ТГПУ (TSPU Bulletin). – 2015. – № 11. – Т.164. – С. 161 – 168.

337. Hogstand, C. Binding and detoxification of heavy metal in lower vertebrates to metallothionein / C. Hogstand, C. Haux // Comp. Biochem. Physiol. – 1991. – V. 100. – №1–2. – P. 137 – 141.

338. Simpkins, A.M. Metallothionein and heat-shock protein 70 induction in caged and wild fathead minnows (Pimephales promelas) exposed to the Ouachite River, Louisiana / A.M. Simpkins, T.E. Tatum, D.L. Cardin, W.C. Wolf // J.Toxicol.Environ.Health A. – 2013. – V. 76. – № 2. – P. 98 – 106.

339. Пыхтеев, Д.М. Исследование экспрессии генов металлотионеина в клеточной культуре фибробластов печени крыс и ее роли в выживаемости клеток при экспозиции тяжелыми металлами / Д.М. Пыхтеев, Е.Г. Пыхтеева, Д.В. Большой, Т.В. Самойленко, Е.Н. Яременко // Актуальные проблемы транспортной медицины. – 2013. – №3. – Т. 33. – С. 119 – 129.

340. Amaral, A. Apoptosis, metallothionein, and bioavailable metals in domestic mice from human-inhalated volcanic area / A. Amaral, C. Cabral, C. Guedes // Ecotoxicology. – 2007. – V.16. – №6. – P. 475 – 482.

341. Roesijadi, G. Metallothionein indication as a measure of response to metal exposure in aquatic animals / G. Roesijadi // Environ.Health.Perspect. – 1994. – V. 73. – P. 83 – 90.

342. Morris, C.A. Identification and characterization of metallothioneins from environmental indicator species as potential biomonitors / C.A. Morris, S. Sturzenbaum, B. Nicolaus, J. Morgan, J.L. Harwood, P. Kille // Metallothionein IV. – Basel: Birkhauser Verlag, 1999. – P. 621 – 627.

343. Данилин, И.А. Анализ содержания металлотионеинов у двустворчатых моллюсков разных видов, обитающих в водоемах с различной степенью антропогенной нагрузки / И.А. Данилин, В.В. Павловская, Е.А. Залуцкая // Вестник РУДН. Сер. Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2006. – №1. – Т.13. – С. 16 – 19.

344. Данилин, И.А. Экспериментальное обоснование нового метода биотестирования пресноводных водоемов по содержанию белков-металлотионеинов в органах и тканях двустворчатых моллюсков / И.А. Данилин, Б.И. Сынзыныс, Г.В. Козьмин, Г.М. Ротт // Экология. – 2002. – №5. – С. 383 – 386.

345. Васильева, А.Н. Оценка загрязнения окружающей среды в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов с использованием моллюсков в качестве тест-объекта / А.Н. Васильева, Г.В. Козьмин, О.В. Старков, О.А. Сморызанова, О.А. Момот // Экологические проблемы промышленных городов: Сб. научных трудов. – Саратов. – 2007. – С. 29 – 33.

346. Gnatyshyna, L. Metallothionein and glutathione in Lymnaea stagnalis determine the specificity of responses to the effects of ionizing radiation / L. Gnatyshyna, H. Falfushynska, O. Bodilovska, O. Oleynik, A. Golubev, O. Stoliar // Radioprotection. – 2012. – V.47. – N. 2. – P. 231 – 242.

347. Isani, G. Metallothioneins, Unconventional Proteins from Unconventional Animals: A Long Journey from Nematodes to Mammals / G. Isani, E. Carpenè // Biomolecules. – 2014. – V. 4. – № 2. – P. 435 – 457.

348. Maitani, T. The composition of metals bound to class III metalothionein (phytochelatin and its desglycyl peptide) induced by varios metals in root cultures of Rubia tinctorium / T. Maitani, H. Kubota, K. Sato, T. Yamada // Plant Physiol. – 1996. – V. 110. – P. 1145 – 1150.

349. Klaassen, C.D. Induction of metallothionein as an adaptive mechanism affecting the magnitude and progression of toxicological injury / C.D. Klaassen, J. Liu // Environmental Health Perspectives. – 1998. – V. 6. – P. 771 – 774.

350. Christer, H. Regulation of metallothionein in teleost fish during metal exposure / H. Christer // Goteborg. – 1991. – P. 47 – 53.

351. Sanders, B.M. Stress proteins in aquatic organism: an environmental perspective / B.M. Sanders // Crit. Rev. Toxicol. – 1993. – V. 23. – P. 49 – 75.

352. Saito, T. Protective effects of metallothioneins I and II against metal- and ultraviolet radiation-induced damage in cultured lens epithelial cells / T. Saito, T. Tezuka, R. Konno, N. Fujii // Jpn. J. Ophthalmol. – 2010. – V. 54. – №. 5. – P. 486 – 493.

353. Фролова, Н.А. Синтез металлотионеинов в органах крыс при однократном гамма-облучении в сублетальных дозах / Н.А. Фролова, И.В. Полякова, О.А. Губина, В.О. Кобялко // Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2017: сб. статей по материалам научно-практической конференции с международным участием. – Севастополь. – 2017. – С. 1453 – 1456.

354. Громова, О.А. Протективная роль церебролизин-индуцированной экспрессии генов металлотионеина-1 и металлотионеина-2 при церебральной очаговой ишемии у крыс / О.А. Громова, Н.Ю. Сотникова, С.И. Катаев, А.Н. Галустян, Л.М. Красных, С.В. Мазина // Цитокины и воспаление. – 2005. – № 1. – С. 40 – 45.

355. Данилин И.А. Металлотионеины как биомаркеры при действии на организмы тяжелых металлов и ионизирующего излучения: автореф. дис. … доктор биол.наук: 03.00.16, 03.00.01 / Данилин Илья Анатольевич. – Москва, 2010. – 46 с.

356. Cai, L. Metallothionein in radiation exposure: its induction and protective role / L. Cai, M. Satoh, C. Tohyama, M.G. Cherian // Toxicology. – 1999. – V. 132. – № 2 – 3. – P. 85 – 98.

357. Luchnik, N.N. Radiation induced chromosomal aberration in human lymphocytes. I.Dependence on the dose of gamma-rayscand on anomaly of low doses / N.N. Luchnik, A.V. Sevankaev // Mutat. Res. – 1976. – V. 36. – P. 363 – 378.

358. Гераськин, С.А. Закономерности индукции малыми дозами ионизирующего излучения цитогенетических повреждений в корневой меристеме проростков ячменя / С.А. Гераськин, В.Г. Дикарев, А.А. Удалова, Н.С. Дикарева // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – Т. 39 – №4. – С. 373 – 383.

359. Fridovich, I. Hypoxia and oxygen toxicity / I. Fridovich. – Raven Press, 1979. – V. 26. – P. 225 – 226.

360. Ланкин, В.З. Регуляция антиоксидантной функции селенсодержащей глутатионпероксидазы и неселеновой глутатион-S-трансферазы свободными ненасыщенными жирными кислотами / В.З. Ланкин, А.К. Тихазе, Т.Н. Бондарь // Второй съезд биохимического общества РАН. – Пущино. – 1997. – Ч.1 – С. 41 – 42.

361. Bakka, A. Radioresistance in cells with high content of metallothionein / A. Bakka, A.S. Johnsen, L. Endresen // Cellular and molecular life sciences. – 1982. – V. 38. – № 3. – P. 381 – 383.

362. Davis, S.R. Metallothionein Expression in Animals: A Physiological Perspective on Function / S.R. Davis, R. Cousins // J. J. Nutr. – 2000. – V. 130. – №5. – P. 1085 – 1088.

363. Viarengo, A. Antioxidant role of metallothioneins: a comparative overview / A. Viarengo, B. Burlando, N. Ceratto, I. Panfoli // Cell Mol Biol (Noisy-le-grand). – 2000. – V. 46. – №2. – P. 407 – 417.

364. Coyle, P. Metallothionein: the multipurpose protein / P. Coyle, J.C. Philcox, L.C. Carey, A.M. Rofe // Cell. Mol. Life Sci. – 2002. – V. 4. – № 59. – P. 627 – 647.

365. Rossman, T.G. Spontaneous mutagenesis in mammalian cells is caused mainly by oxidative events and can be blocked by antioxidants and metallothionein / T.G. Rossman, E.I. Goncharova // Mutation Research. – 1998. – V. 402. – P. 103 – 110.

366. Karin, M. Metallothioneins: protens in search of function / M. Karin // Cell. – 1985. – V. 41. – P. 9 – 10.

367. Шошина, Р.Р. Изменение морфофизиологических показателей сухопутной улитки Bradybaena fruticum в призме концептуальной модели зональности хронического действия ионизирующей радиации Г.Г. Поликарпова / Р.Р. Шошина, Г.В. Лаврентьева // Современные проблемы радиобиологии и радиоэкологии: сб. докладов молодёжного круглого стола в рамках XLVI международных радиоэкологических чтений, посвященных действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Клечковскому. – Обнинск. – 2017. С. 154 – 159.

368. Шошина, Р.Р. Синтез белков-металлотионеинов у моллюсков Bradybaena f. при воздействии Sr-90 в естественных условиях обитания / Р.Р. Шошина, Г.В., Лаврентьева Б.И. Сынзыныс, О.А. Мирзеабасов, Е.Е. Черкасова // Техногенные системы и экологический риск: тезисы докладов I международной (XIV региональной) научной конференции. – Обнинск. – 2017. – С. 286.

369. Шошина, Р.Р. Изучение морфологических и биогеохимических показателей кустарниковой улитки (Bradybaena fruticicola fruticum) при хроническом воздействии ^{90}Sr / Р.Р. Шошина, Г.В. Лаврентьева, Б.И. Сынзыныс, Е.Е. Черкасова // Безопасность АЭС и подготовка кадров: тезисы докладов XIV международной конф. – Обнинск. – 2015. – С. 161 – 165.

370. Lavrentyeva, G. Influence of Sr-90 on the morphometric indices and the level of proteins of metallothioneins in the soft tissues of terrestrial mollusks Bradybaena fruticum in the area of location of the regional radioactive waste storage facility / G. Lavrentyeva, R. Shoshina, O. Mirzeabasov, B. Synzynys // In: Physics, Engineering and Technologies for Biomedicine: book of Abstracts of the 2nd International Symposium. – Moscow. – 2017. – P. 246 – 247.

371. Вычалковская, Н.В. Особенности размножения наземных моллюсков Brephuiopsis cylindrical (Pulmonata, Buliminidae) в лабораторных условиях / Н.В. Вычалковская // Вестник зоологии. – 2005. – Т.3 – №39. – С. 77 – 83.

372. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Р.М. Алексахин, Л.А. Булдаков, В.А. Губанов, Е.Г. Дрожко, Л.А. Ильин, И.И. Крышев, И.И. Линге, Г.Н. Романов, М.Н. Савкин, М.М. Сауров, Ф.А. Тихомиров, Ю.Б. Холина. Под общей ред. Л. А. Ильина, В. А. Губанова – М.: ИздАТ, 2001. – 752 с.

373. Башкин, В.Н. Количественная оценка и картографирование критических нагрузок серы и азота на наземные и пресноводные экосистемы Европейской части России. Часть II / В.Н. Башкин, И.В. Припутина, А.Ю. Абрамычев // Проблемы региональной экологии. – 1998. – № 1. – С. 26 – 42.

374. Колесников, С.И. Биоэкологические принципы мониторинга и нормирования загрязнения почв / С.И. Колесников, К.Ш. Казеев, В.Ф. Вальков. – Ростов-на-Дону: ЦВВР, 2001. – 65 с.

375. Моисеенко, Т.И. Методология и методы определения критических нагрузок (применительно к поверхностным водам Кольской Субарктики) / Т.И. Моисеенко // Известия РАН. Серия географическая. – 1999. – № 5. – С. 68 – 78.

376. Овчинникова, И.Н. Оценка риска загрязнения почв на основе концепции критических нагрузок / И.Н. Овчинникова, В.Д. Васильевская // Экологическая оценка и картографирование. – 2003. – № 6. – С. 42 – 49.

377. Припутина, И.В. Экологические риски долговременной эмиссии атмосферных поллютантов в газодобывающих районах Крайнего Севера / И.В. Припутина, В.Н. Башкин // Проблемы анализа риска. – 2014. – Т.11. – №4. – С. 40 – 50.

378. Лаврентьева, Г.В. Оценка радиационного экологического риска для наземной экосистемы, сопряженной с хранилищем радиоактивных отходов / Г.В. Лаврентьева, О.А. Мирзеабасов, Б.И. Сынзыныс // Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2018: сб. статей по материалам международной научно-практической конференции «Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2018». – Севастополь: СевГУ, 2018. – С. 693 – 697.

379. Сынзыныс, Б.И. Оценка радиационного риска и характеристика его неопределенностей для биоценоза регионального хранилища РАО / Б.И.

Сынзыныс О.А. , Мирзеабасов, Г.В. Лаврентьева, О.А. Момот, Р.Р. Шошина // VII Съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность): тезисы докладов. – Москва. – 2014. – С. 341.

380. Lavrentyeva, G.V. Ecological risk assessment for the terrestrial ecosystem under chronic radioactive pollution / G.V. Lavrentyeva, B.I. Synzynys, R.R. Shoshina, O.A. Mirzeabasov // Proceedings of the 3rd International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity. – Barcelona, Spain. – 2014. – Available from: http://radioactivity2014.pacifico-meetings.com/

381. Лаврентьева, Г.В. Оценка радиоэкологического состояния территории размещения проблемного хранилища радиоактивных отходов / Г.В. Лаврентьева // Сахаровские чтения 2013 года: экологические проблемы XXI века: материалы 13-й международной научной конференции. – Минск. – 2013. – С. 227 – 228.

382. Р 52.18.787 – 2013 Методика оценки радиационных рисков на основе данных мониторинга радиационной обстановки. – Обнинск: ФГБУ «ВНИИГМИ-МЦД», 2013. – 107 с.

383. РБ-011-2000. Оценка безопасности приповерхностных хранилищ радиоактивных отходов (утв. Постановлением Госатомнадзора РФ от 29.12.2000 г. N 19.). – М., 2000. – 38 с.

384. Лаврентьева, Г.В. Радиационный риск для населения в зоне влияния хранилища радиоактивных отходов / Г.В. Лаврентьева, М.Н. Каткова, Р.А. Сергулев, Л.В. Астахова // Безопасность в техносфере. – 2017. – №1. – С. 38 – 42.

385. Лаврентьева, Г.В. Сравнительная оценка радиационного воздействия на биоту и население в идентичных радиоэкологических условиях в зоне влияния хранилища радиоактивных отходов / Г.В. Лаврентьева, Б.И. Сынзыныс, О.А. Мирзеабасов // Радиация и риск. – 2019. – Т.28. - №4. – С. 129 – 136.

386. Lavrentyeva, G. Risk assessment for human health and terrestrial ecosystem under chronic radioactive pollution near regional radioactive waste storage / G. Lavrentyeva, M. Katkova, R. Shoshina, B. Synzynys // Journal of Physics: Conf.

Series. – 2017. – V.784. – №1. – Available from: https://www.scopus.com/authid/detail.uri?authorId=56155212300

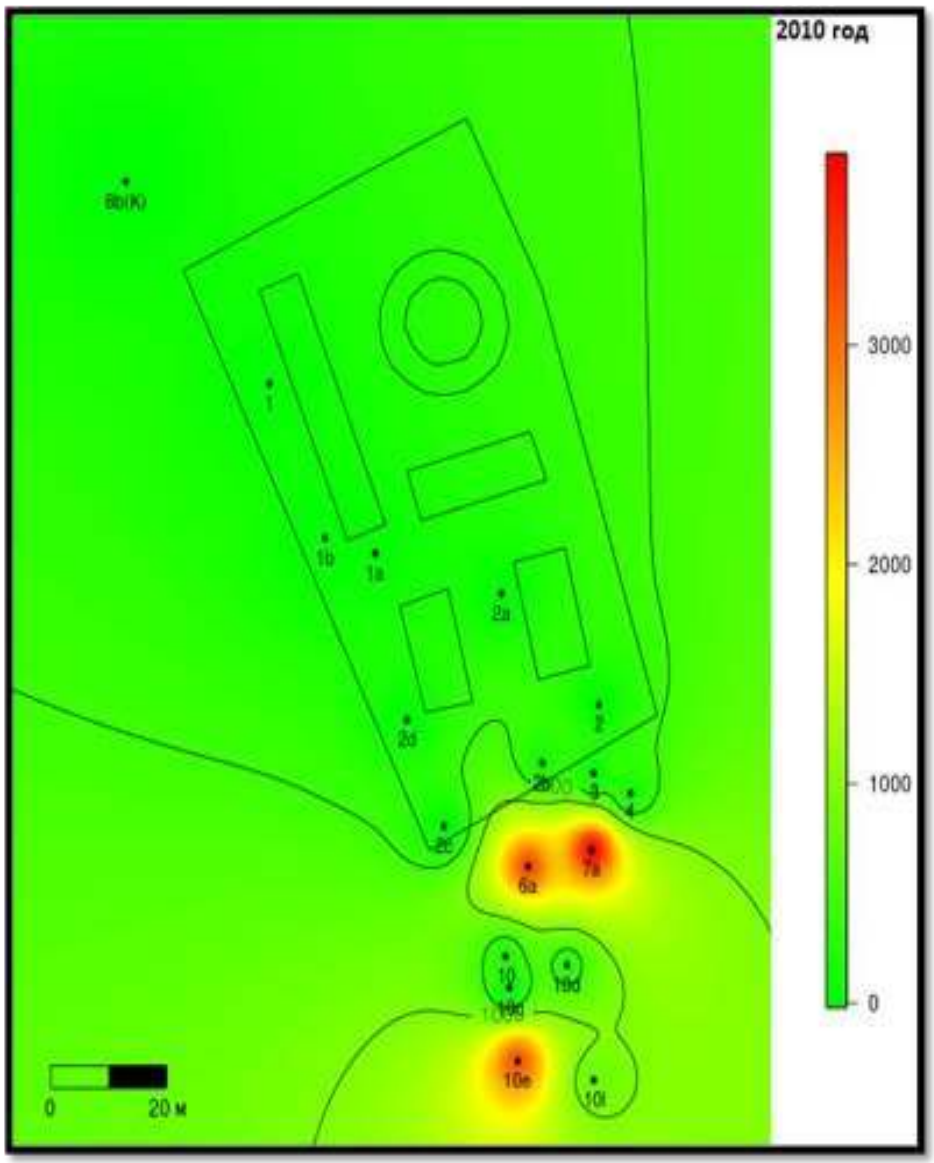
387. Спиридонов, С.И. Чернобыль и окружающая среда / С.И. Спиридонов, Р.М. Алексахин, С.В. Фесенко, Н.И. Санжарова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т. 47. – №2. – С. 196 – 203.

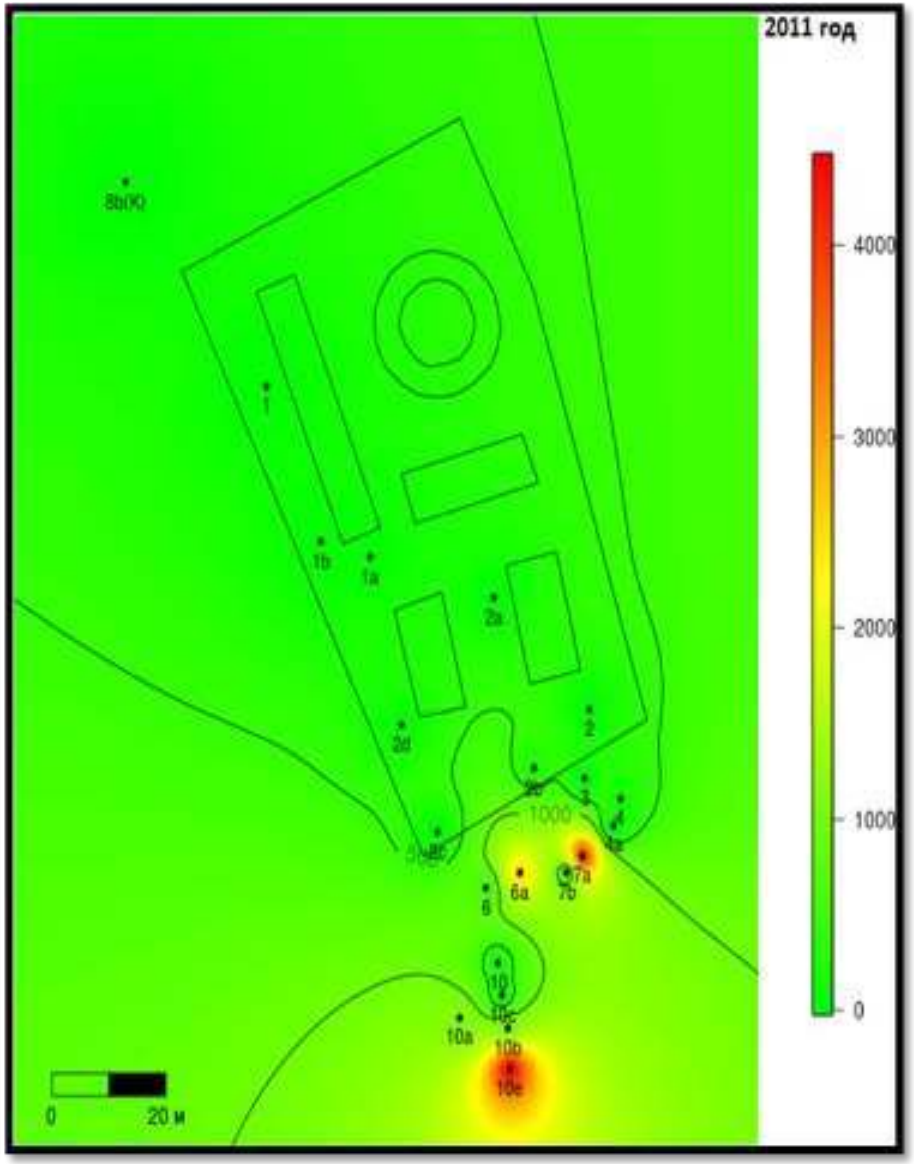
388. Фесенко, С.В. Сравнительная оценка радиационного воздействия на биоту и человека в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко, Р.М. Алексахин, С.А. Гераськин, Н.И. Санжарова, Е.В. Спирин, С.И. Спиридонов, И.А. Гонтаренко, П. Стрэнд // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44. – № 6. – С. 618 – 626.

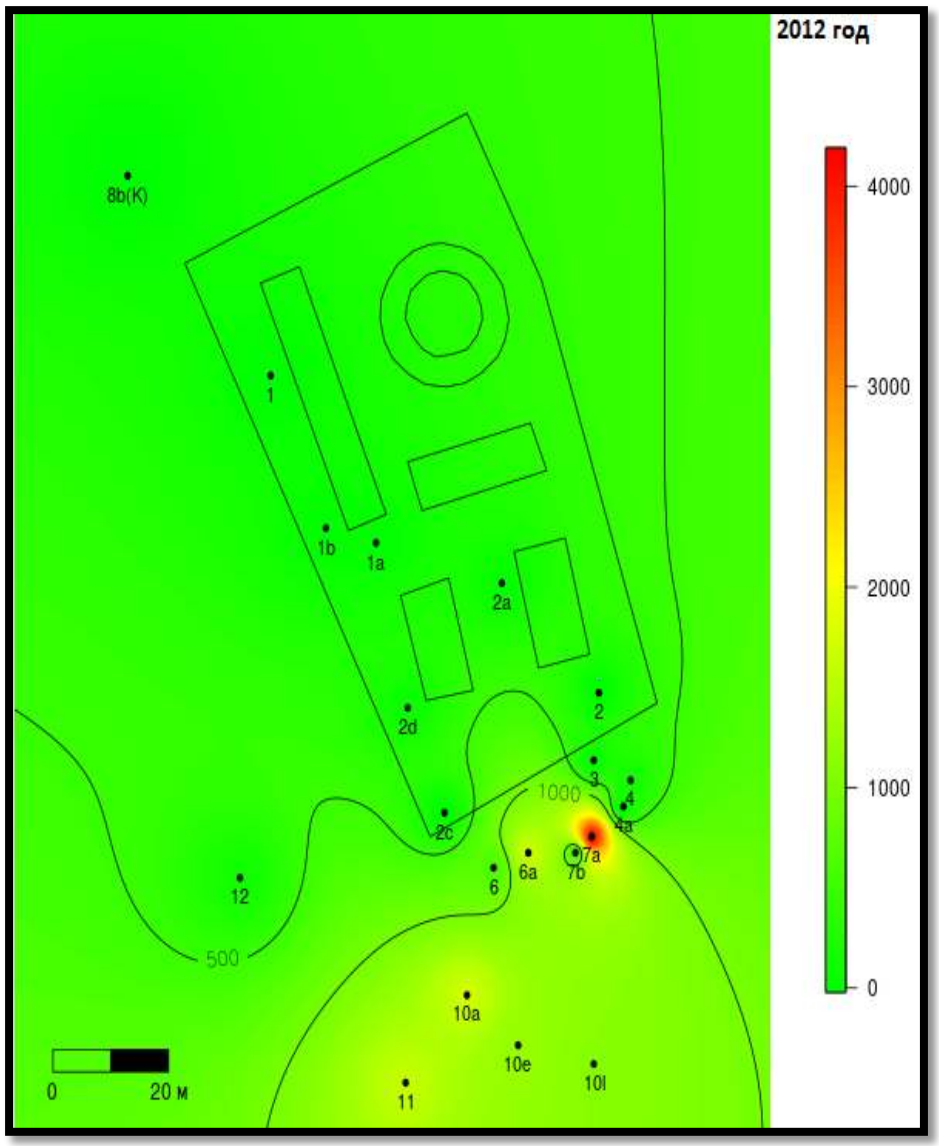
389. Баранов, С.А. Применение радиационных рисков для оценки влияния радиоактивного загрязнения территории СИП на население / С.А. Баранов, С.И. Спиридонов, М.К. Мукушева // Вестник Национальной академии наук Республики Казахстан. – 2009. - №5. – С. 48 – 54.

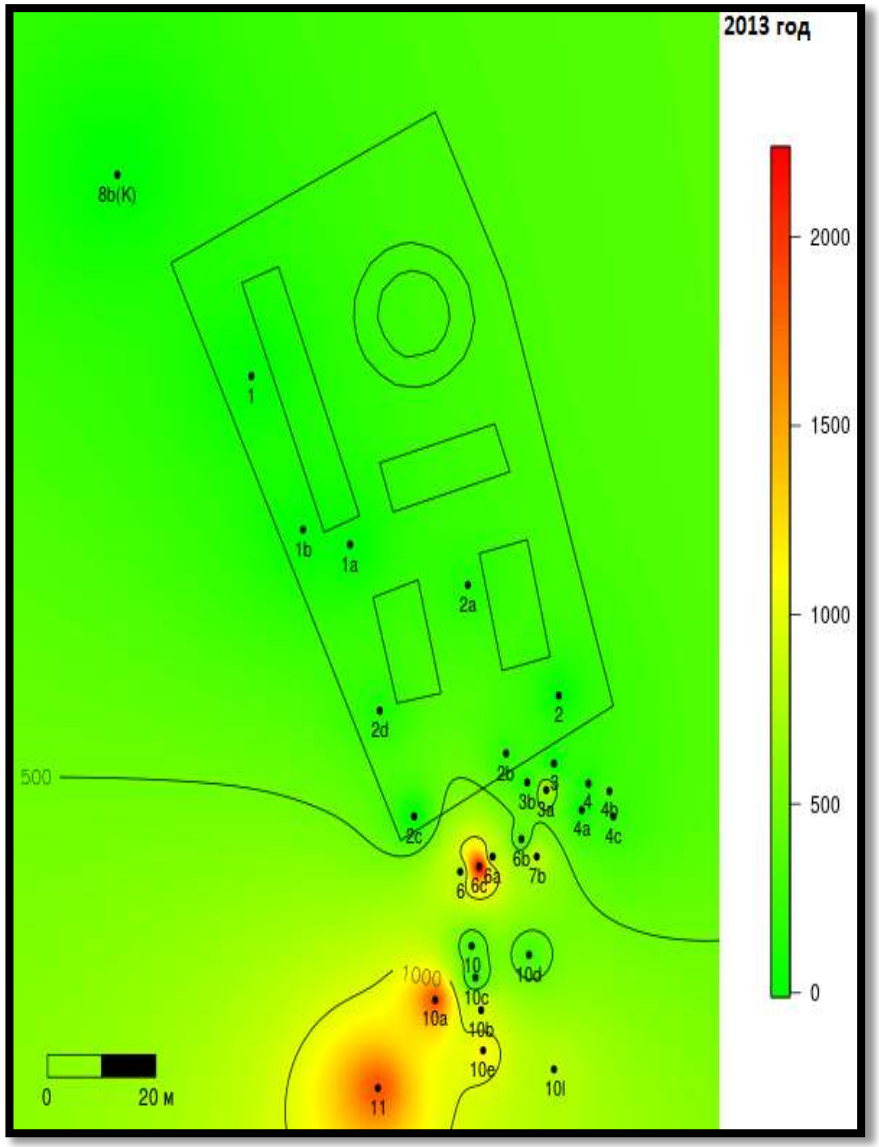
390. Карпенко, Е.И. Оценка радиоэкологической ситуации в районе расположения предприятия по добыче и переработке урановых руд: автореф. дис. … канд.биол.наук: 03.00.01/ Карпенко Евгений Игоревич. – Обнинск, 2010 – 26 с.

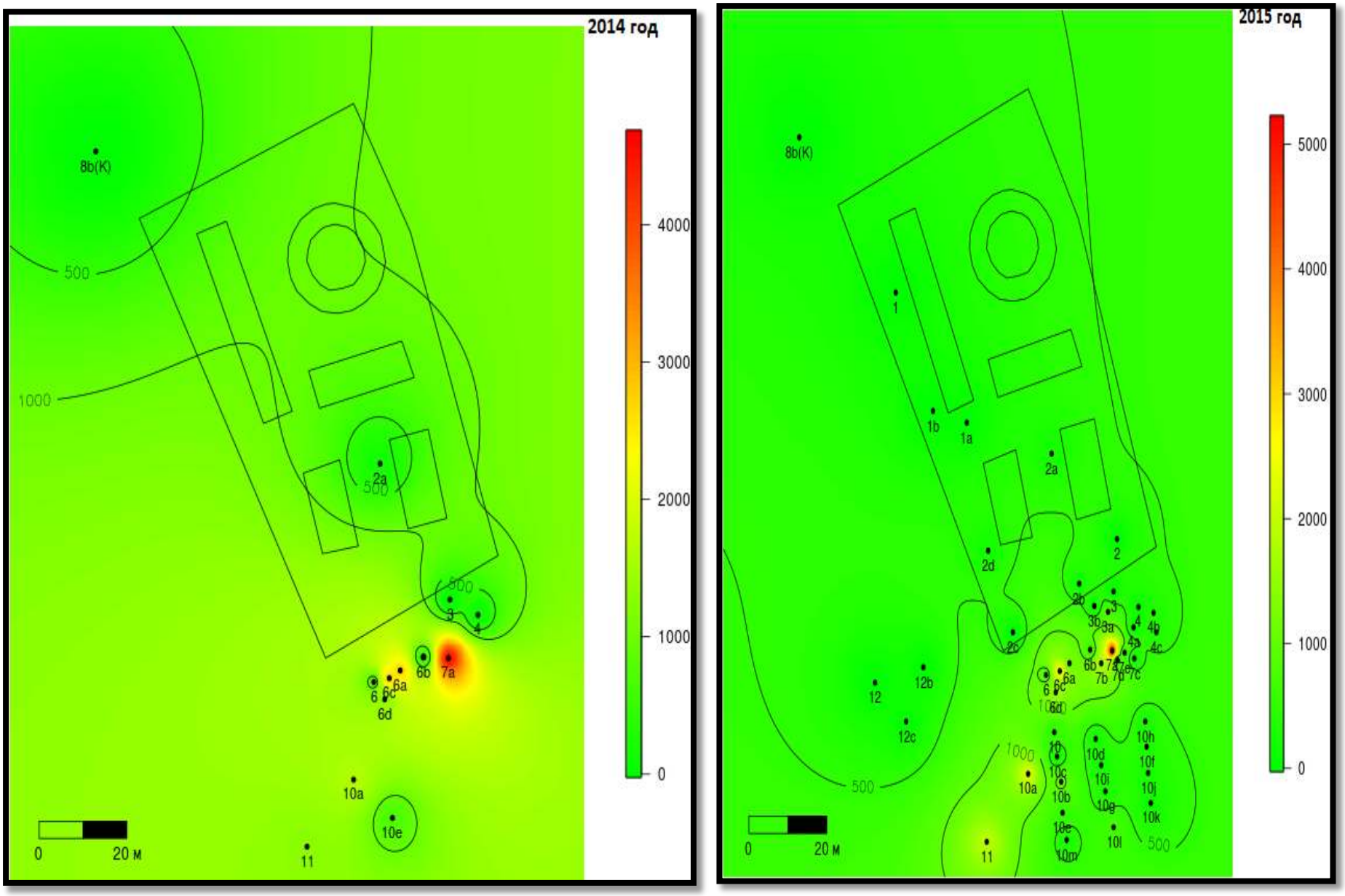
ПРИЛОЖЕНИЕ 1. Изменение удельной активности ^{90}Sr в почве (2010-2015 гг.)






2012 год
8b(K)
1
1b
1a
2a
2d
2
3
4
4a
2c
7a
7b
6a
6
12
500
1000
10a
10e
10l
11
0
20 м
4000
3000
2000
1000
0


2013 год
8b(K)
1
1b
1a
2a
2d
2
2b
3b
3
3d
4
4b
4a
4c
2c
6b
7b
6
6c
6a
500
1000
10
10d
10c
10a
10b
10e
10l
11
0
20 м
2000
1500
1000
500
0


2014 год
8b(K)
500
1000
2a
500
3
4
6b
7a
6
6c
6a
6d
10a
10e
11
0
20 м
4000
3000
2000
1000
0
2015 год
8b(K)
1
1b
1a
2a
2d
2
2b
3
3b
3a
4
4b
4a
4c
2c
6b
7a
7b
7c
6
6c
6a
6d
12
12b
12c
1000
500
10
10h
10d
10f
10c
10a
10b
10j
10i
10g
10k
10e
10l
10m
11
0
20 м
5000
4000
3000
2000
1000
0

ПРИЛОЖЕНИЕ 2. Каталазная активность почв ($см^3O_2$/1 г почвы в мин.)

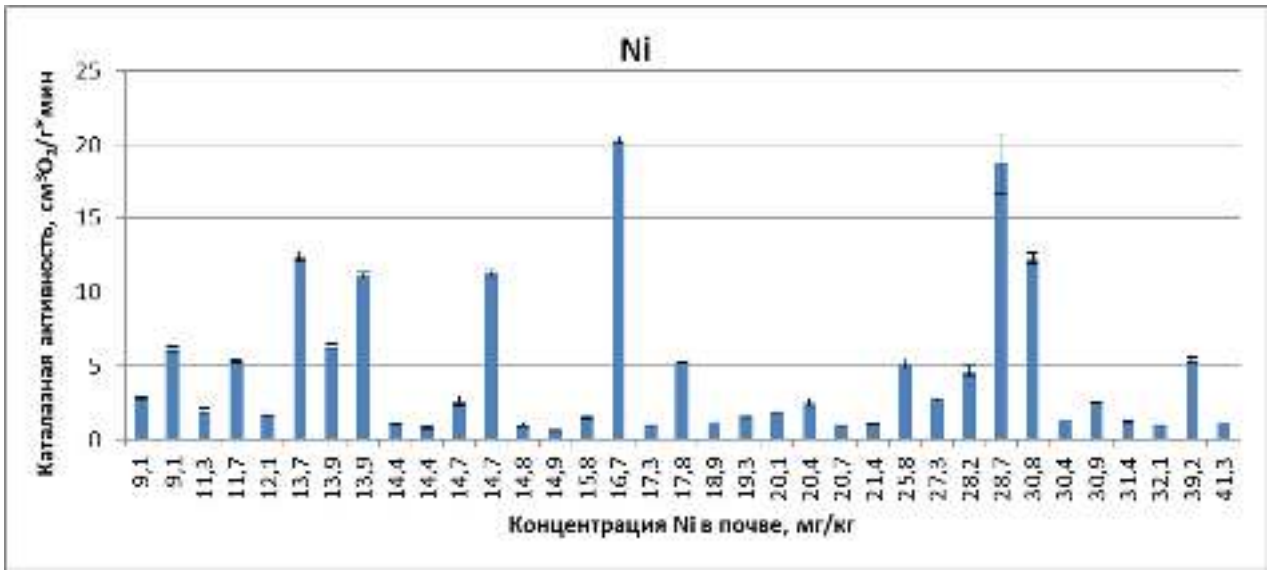
Таблица 2.1 Экспериментальные данные 2015 г.

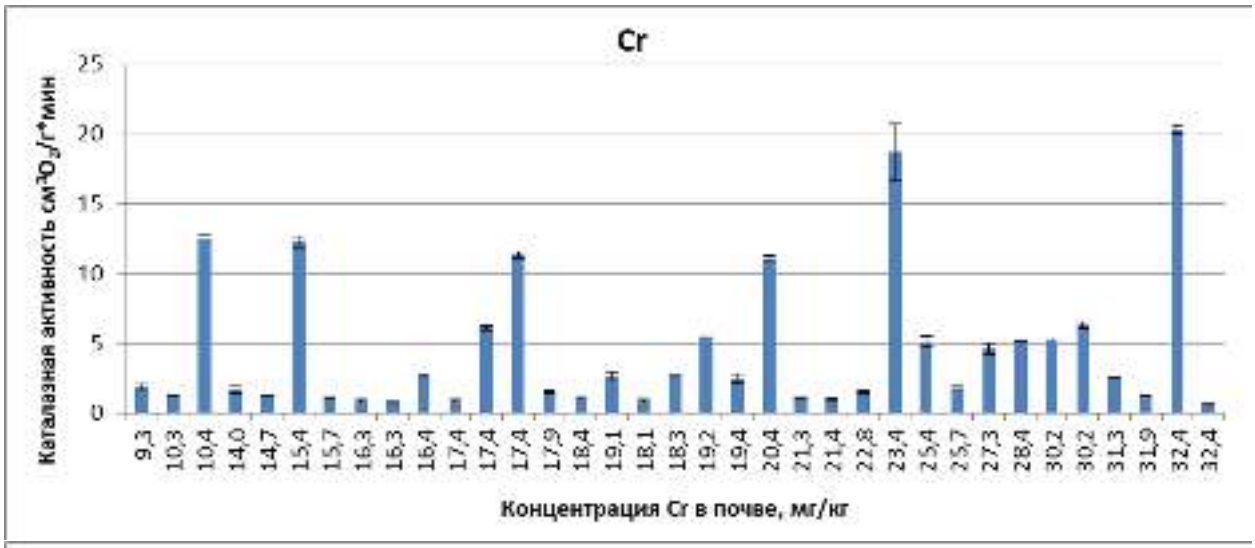
Локальный участок	^{90}Sr в почве, Бк/кг	Каталазная активность, $см^3O_2$/1 г почвы в мин.
1	30.0±1.3	1.1±0.2
1a	43.7±5.1	1.1±0.1
1b	22.0±0.6	0.9±0.3
2	32.3±3.1	1.2±0.1
2a	224.0±16.0	2.5±0.3
2b	170.3±8.4	4.6±0.4
2c	41.3±1.7	1.5±0.5
2d	210.3±4.2	1.7±0.3
3	20.5±1.3	0.8±0.1
3a	830.3±7.8	11.1±0.2
3b	102.3±7.1	2.6±0.4
4	37.1±1.8	1.2±0.1
4a	102.3±3.2	1.5±0.8
4b	351.7±6.9	5.3±0.1
4c	293.3±13.8	2.7±0.5
6	806.7±5.6	11.3±0.9
6a	1090.3±2.9	12.3±0.3
6b	545.3±8.4	6.1±0.2
6c	2720.3±6.4	1.0±0.1
6d	1561.0±7.3	20.3±1.9
7a	5203±89	0.6±0.3
7b	1858.7±9.1	18.7±2.0
7c	62.3±2.9	1.8±0.1
7d	389.3±9.5	5.2±0.1
7e	592.7±8.3	6.3±0.2
10	497.3±13.6	5.1±0.1
10a	2233.3±9.1	1.9±0.2
10b	1108.7±4.9	12.4±0.5
10c	179.0±6.6	2.5±0.3
10d	191.7±4.4	2.7±0.1
10e	575.7±9.4	5.4±0.2
10f	324.3±3.5	2.5±0.4
10g	298.3±8.9	5.1±0.4
10h	246.0±8.0	2.1±0.2
10i	150.0±5.3	1.5±0.6
10j	246.3±4.3	1.9±0.3

Продолжение Таблицы 2.1

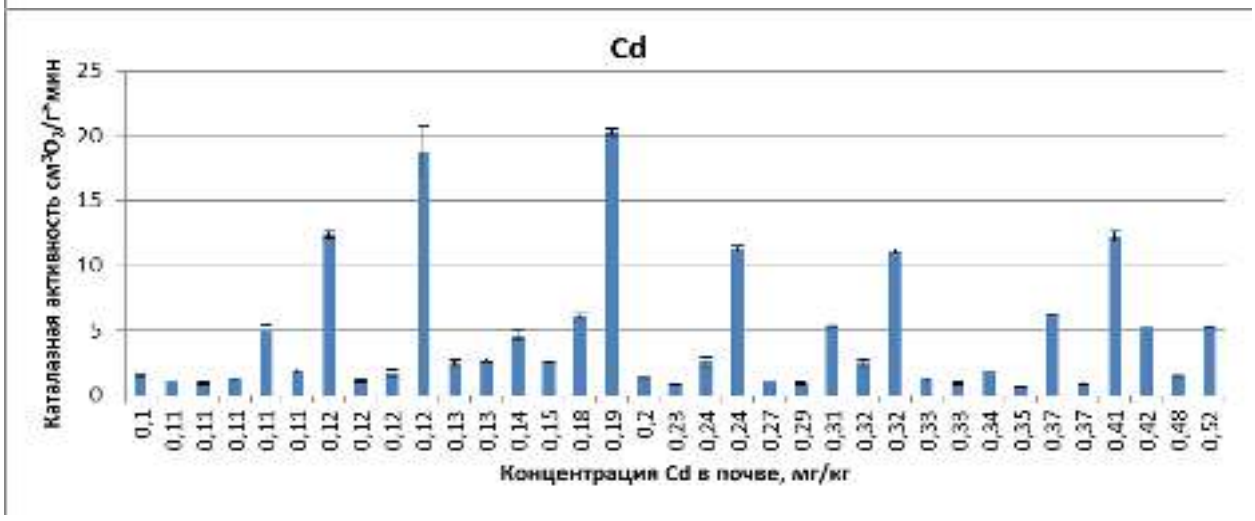
10k	150.3±1.9	2.4±0.3
10l	706.3±6.9	7.9±0.2
10m	288.0±8.0	2.6±0.2
11	1925.3±15.1	4.2±0.4
12	17.3±2.4	0.9±0.2
12b	36.0±2.8	1.1±0.1
12c	64.3±4.9	1.3±0.4
К 1	1.83±0.02	0.9±0.3
К 2	1.78±0.01	0.8±0.2
К 3	1.85±0.01	0.9±0.4

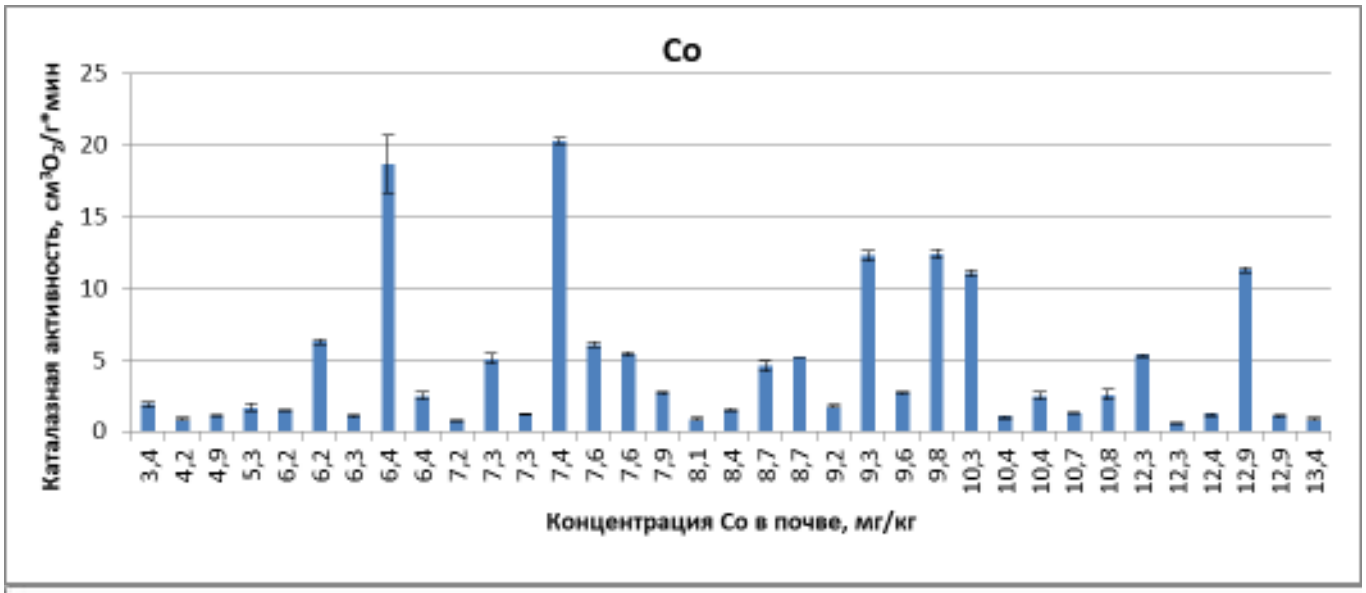
Рисунок 2.1 – Изменение каталазной активности почв при химическом загрязнении

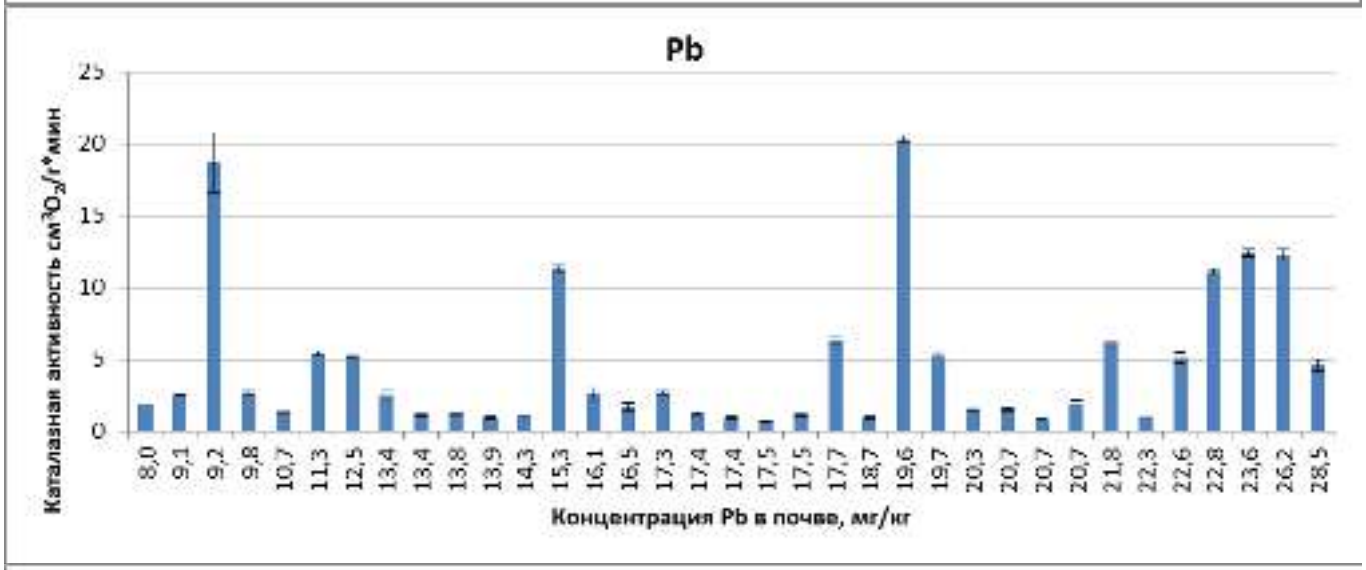


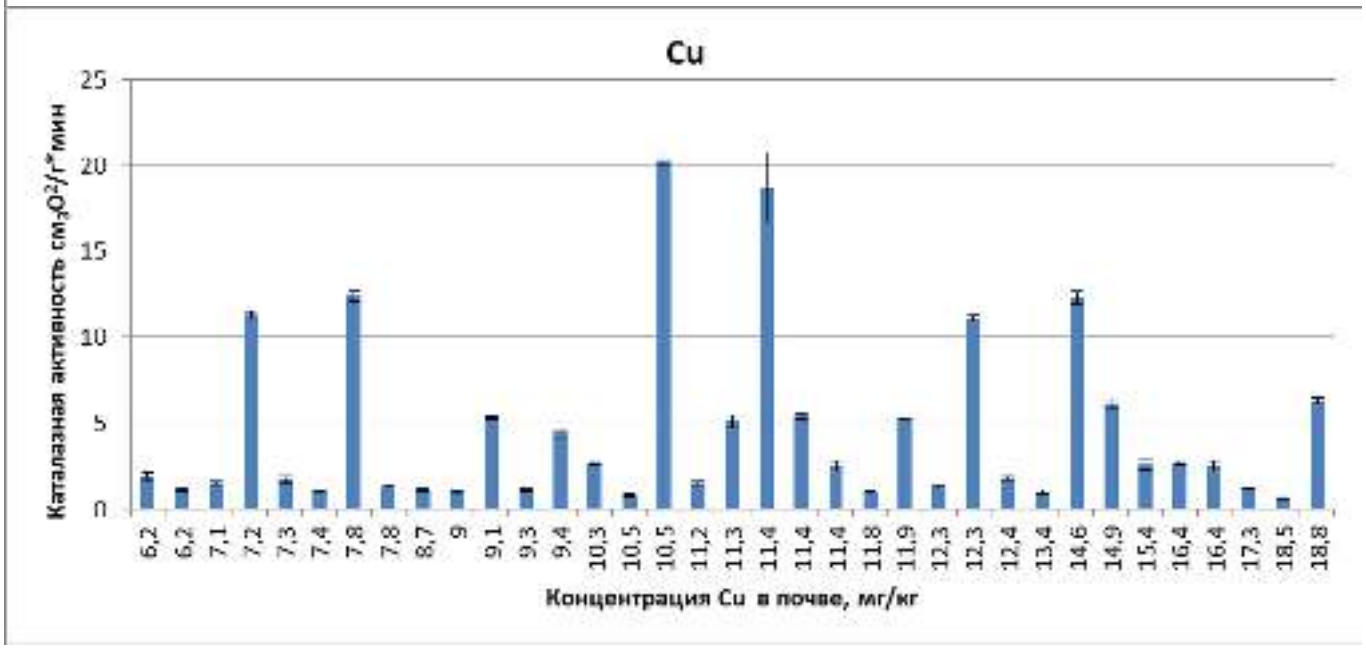

Cr
Каталазная активность см³O₂/г*мин
Концентрация Cr в почве, мг/кг

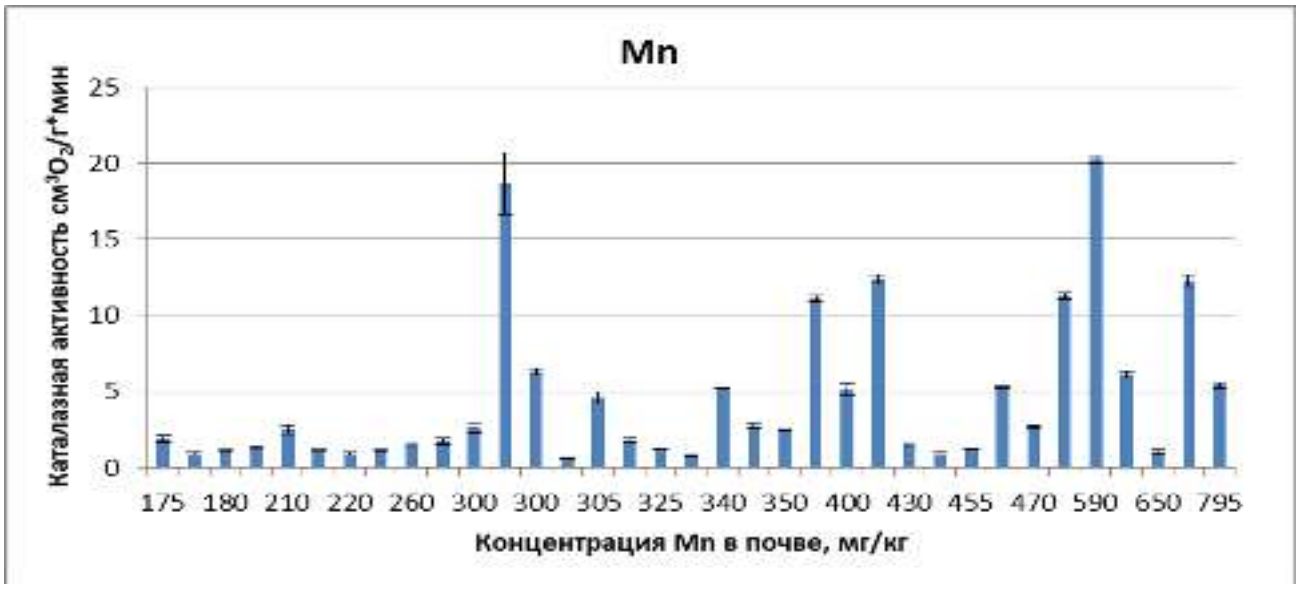
Fe
Каталазная активность, см³O₂/г*мин
Концентрация Fe в почве, мг/кг


Cd
Каталазная активность см³O₂/г*мин
Концентрация Cd в почве, мг/кг


Co
Каталазная активность, см³O₂/г*мин
0
5
10
15
20
25
3,4 4,2 4,9 5,3 6,2 6,2 6,3 6,4 6,4 7,2 7,3 7,3 7,4 7,6 7,6 7,9 8,1 8,4 8,7 8,7 9,2 9,3 9,6 9,8 10,3 10,4 10,4 10,7 10,8 12,3 12,3 12,4 12,9 12,9 13,4
Концентрация Co в почве, мг/кг


Pb
Каталазная активность см³O₂/г*мин
0
5
10
15
20
25
8,0 9,1 9,2 9,8 10,7 11,3 12,5 13,4 13,4 13,8 13,9 14,3 15,3 16,1 16,5 17,3 17,4 17,4 17,5 17,5 17,7 18,7 19,6 19,7 20,3 20,7 20,7 20,7 21,8 22,3 22,6 22,8 23,6 26,2 28,5
Концентрация Pb в почве, мг/кг


Cu
Каталазная активность см₃O²/г*мин
0
5
10
15
20
25
6,2 6,2 7,1 7,2 7,3 7,4 7,8 7,8 8,7 9 9,1 9,3 9,4 10,3 10,5 10,5 11,2 11,3 11,4 11,4 11,4 11,8 11,9 12,3 12,3 12,4 13,4 14,6 14,9 15,4 16,4 16,4 17,3 18,5 18,8
Концентрация Cu в почве, мг/кг


Mn
Каталазная активность см³O₂/г*мин
25
20
15
10
5
0
175 180 210 220 260 300 300 305 325 340 350 400 430 455 470 590 650 795
Концентрация Mn в почве, мг/кг

ПРИЛОЖЕНИЕ 3. Удельная активность (Бк/кг) и значения коэффициентов накопления ^{90}Sr в системе «почва – крапива – раковина моллюска»

Таблица 3.1. – Экспериментальные данные 2015 г.

Локальный участок	^{90}Sr в почве, Бк/кг	^{90}Sr в крапиве, Бк/кг	^{90}Sr в раковине моллюсков, Бк/кг	КН ^{90}Sr (крапива/ почва)	КН ^{90}Sr (раковина моллюска /крапива)
1	30.0±1.3	165.0±8.7	337.7±7.2	5.54±0.50	2.05±0.06
1a	43.7±5.1	120.3±9.0	355.7±5.5	2.84±0.49	2.98±0.18
1b	22.0±0.6	55.7±6.6	1152±7	2.52±0.24	21.3±2.5
2	32.3±3.1	74.0±8.1	842±6	2.35±0.43	11.6±1.1
2a	224.0±16.0	535.0±15.6	956±37	2.40±0.08	1.79±0.02
2b	170.3±8.4	654.0±15.0	4878±128	3.84±0.07	7.46±0.02
2c	41.3±1.7	326.0±9.2	183.3±6.6	7.90±0.35	0.56±0.01
2d	210.3±4.2	6854±45	10363±176	32.6±0.65	1.51±0.03
3	20.5±1.3	249.7±17.6	986±26	25.9±4.6	3.98±0.18
3a	830.3±7.8	1367±30	12020±76	1.65±0.02	8.80±0.14
3b	102.3±7.1	2613±296	11394±272	26.0±4.0	4.51±0.68
4	37.1±1.8	124.3±5.5	359±15	4.77±0.47	2.89±0.01
4a	102.3±3.2	1545±74	5974±138	15.1±0.4	3.87±0.10
4b	351.7±6.9	2607±58	6358±149	7.41±0.05	2.44±0.11
4c	293.3±13.8	1152±59	6165±108	3.93±0.12	5.37±0.18
6	806.7±5.6	1018±61	477±11	1.26±0.07	0.47±0.02
6a	1090.3±2.9	3165±44	3253±63	2.90±0.05	1.03±0.01
6b	545.3±8.4	1765±91	7750±142	3.23±0.13	4.41±0.15
6c	2720.3±6.4	1265±32	1752±60	0.46±0.01	1.38±0.01
6d	1561.0±7.3	2707±114	8731±145	1.73±0.07	3.23±0.08
7a	5203±89	10398±262	17440±121	2.00±0.05	1.68±0.05
7b	1858.7±9.1	8311±110	10664±88	4.47±0.05	1.28±0.01
7c	62.3±2.9	227.7±4.3	347±10	3.66±0.16	1.53±0.02
7d	389.3±9.5	10596±61	17640±125	27.2±0.5	1.66±0.01
7e	592.7±8.3	111.0±7.5	616±14	0.19±0.01	5.59±0.26
10	497.3±13.6	3010±43	2532±104	6.06±0.08	0.84±0.02
10a	2233.3±9.1	1886±71	3937±52	0.84±0.03	2.09±0.05
10b	1108.7±4.9	125.0±8.7	472±17	0.11±0.01	3.80±0.13
10c	179.0±6.6	232.3±16.5	251±6	1.29±0.05	1.09±0.05
10d	191.7±4.4	212.3±16.4	235±8	1.11±0.07	1.11±0.05
10e	575.7±9.4	1265±89	2050±55	2.19±0.13	1.63±0.07
10f	324.3±3.5	1158±83	377±12	3.57±0.26	0.33±0.01
10g	298.3±8.9	925±33	1279±47	3.10±0.04	1.38±0.01
10h	246.0±8.0	499.7±65.0	3651±139	2.02±0.21	7.49±0.71

Продолжение Таблицы 3.1

10i	150.0±5.3	711.7±13.6	1751±29	4.75±0.05	2.46±0.01
10j	246.3±4.3	541.3±15.3	3209±67	2.20±0.03	5.93±0.04
10k	150.3±1.9	608.7±9.5	1763±77	4.05±0.03	2.89±0.08
10l	706.3±6.9	2004±17	2781±60	2.84±0.01	1.39±0.02
10m	288±8	1788±19	4021±102	6.21±0.09	2.25±0.03
11	1925.3±15.1	3050±95	1925±114	1.58±0.04	0.63±0.02
12	17.3±2.4	23.3±4.9	535±29	1.32±0.13	24.6±4.1
12b	36.0±2.8	101.0±10.4	1219±101	2.82±0.29	12.1±0.3
12c	64.3±4.9	65.0±9.8	651±42	1.02±0.17	10.3±0.9
K1	1.80±0.02	22.2±10.3	50.4±0.6	1.2±0.03	22.9±4.4
K2	1.78±0.01	25.4±12.1	52.3±0.3	1.34±0.01	21.8±3.2
K3	1.85±0.01	20.8±15.4	63.0±0.5	1.51±0.02	22.5±1.2

ПРИЛОЖЕНИЕ 4. Референтные показатели наземного моллюска

Таблица 4.1 Экспериментальные данные референтных показателей

Локальный участок	Мощность дозы облучения моллюска, мГр/год	Уровень белков-МТ, мкг/г	Высота раковины, мм
2a	4.1±0.2	17.1±2.3	0.9±0.1
2c	1.1±0.1	20.2±3.1	0.9±0.1
2d	61±9	46.3±5.2	0.6±0.1
3a	49.2±0.5	32.1±6.2	1.3±0.2
3b	47.1±1.4	46.0±6.3	1.3±0.2
4	1.5±0.1	17.2±3.1	0.7±0.1
4b	26.0±0.7	22.3±4.2	1.4±0.3
4c	25.0±0.6	25.4±4.2	1.2±0.1
6c	10.0±0.4	19.1±3.0	1.1±0.1
6d	37±6	18.3±3.1	1.5±0.3
7a	76±9	57.0±9.0	0.8±0.3
7b	46±1	16.4±2.1	1.4±0.1
7d	73±1	48.3±5.2	0.4±0.1
10b	3.1±0.1	17.3±3.2	0.5±0.1
10f	2.0±0.1	22.1±2.4	0.9±0.1
10g	6.0±0.3	19.2±3.3	0.9±0.2
10h	15±1	21.0±5.3	0.6±0.1
10j	13.1±0.4	21.3±4.2	0.7±0.2
10k	7.0±0.4	25.3±3.1	0.5±0.1
10l	12.1±0.3	23.2±3.2	1.2±0.1
12	2.1±0.2	16.1±2.0	0.6±0.1
12c	3.0±0.3	26.3±3.1	0.9±0.3
К	0.32±0.07	12.4±1.4	0.8±0.1

Рисунок 4.1 – Изменение высоты раковины моллюска в зависимости от суммарного показателя загрязнения почвы химическими веществами

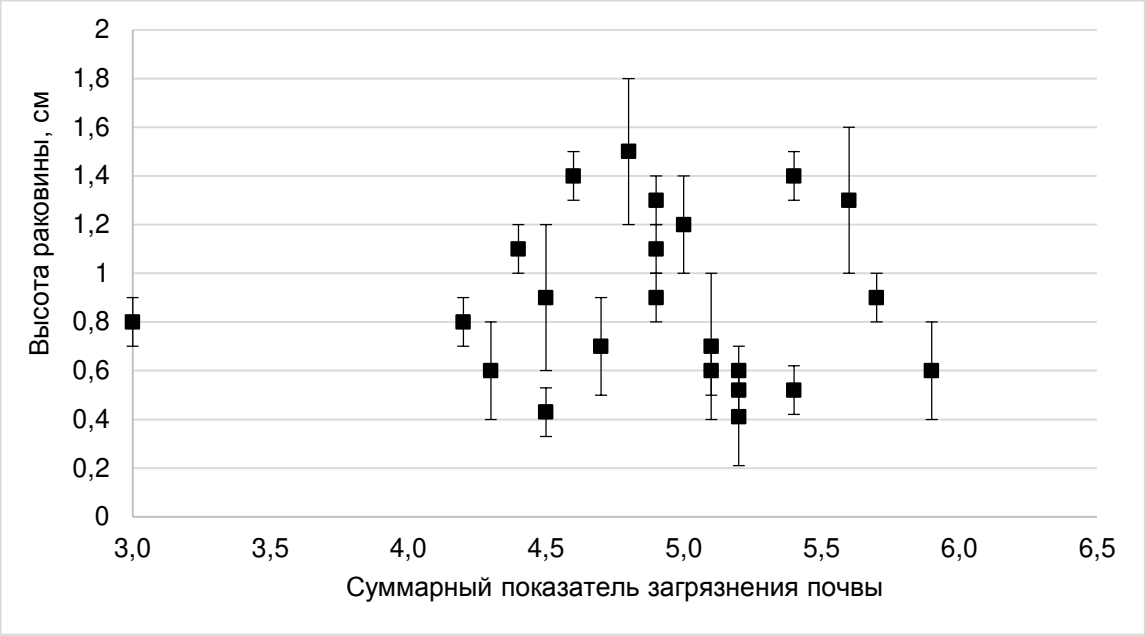
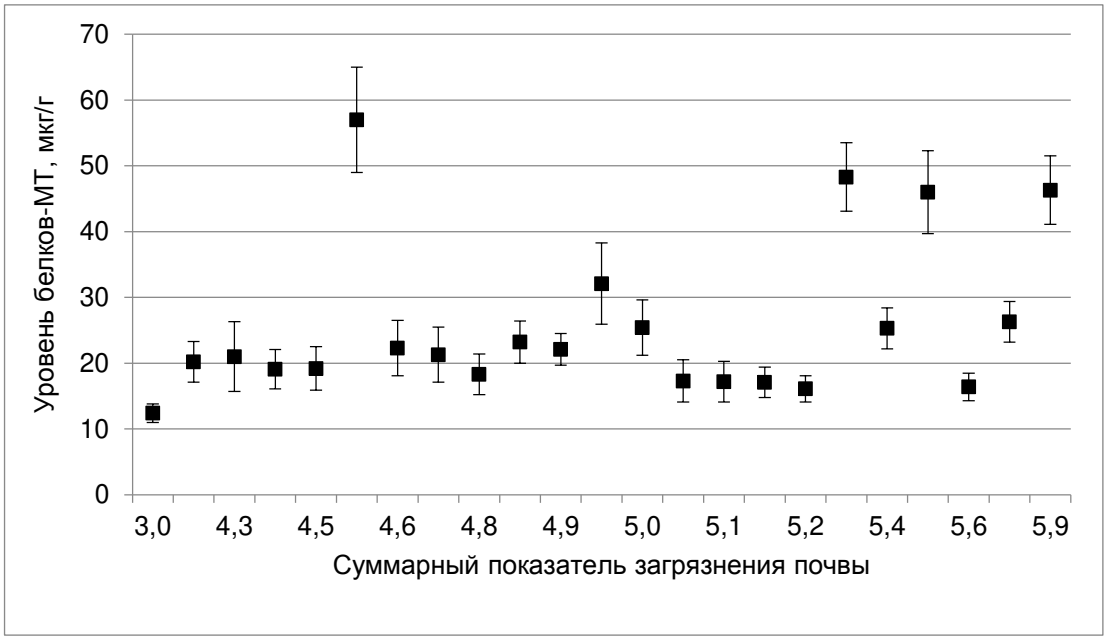


Рисунок 4.2 – Изменение уровня белков-МТ в зависимости от суммарного показателя загрязнения почвы химическими веществами



ПРИЛОЖЕНИЕ 5. Параметры для расчета доз облучения населения

Таблица 5.1 – Значения параметров для расчета доз на человека от поступления радионуклидов с пищевыми продуктами

Сим-вол	Параметр	Численное значение	Размерность
$\varepsilon_{ing,i}$	Дозовый коэффициент для пищевого поступления радионуклидов	$8{,}0\cdot10^{-8}$ (^{90}Sr) $1{,}3\cdot10^{-8}$ (^{137}Cs)	Зв/Бк
R_p	Годовое потребление *p*-го продукта питания	1,0 (зеленые овощи); 66,0 (плодовые овощи и капуста); 138,0 (картофель и корнеплоды); 300.0 (молоко); 60,0 (мясо); 9 (грибы); 5 (ягоды); 12 (рыба)	кг/год
B_p	Коэффициент, учитывающий потери радионуклида при кулинарной обработке продукции	0,7 (зеленые овощи); 0,7 (плодовые овощи и капуста); 0,8 (картофель и корнеплоды); 1,0 (молоко); 0,9 (мясо); 0,9 (грибы); 0,7 (ягоды); 0,9 (рыба)	Безразмерный
$\rho_{вег.,p}$	Запас надземной биомассы растений	0,5 (зеленые овощи), 2,0 (плодовые овощи)	кг/м^2
$r_{i,p}$	Отношение концентраций радионуклидов в товарной части и вегетативной массе плодовых овощей при внекорневом поступлении	0,1	Безразмерный
ρ_n	Масса слоя почвы единичной площади, из которого происходит усвоение	300	кг/м^2
$m_{корм}$	Масса потребляемого корма (для крупного рогатого скота)	10	кг/сут

Продолжение Таблицы 5.1

$m_{почв}$	Масса почвы, заглатываемой животным при выпасе	0,4				кг/сут
$\rho_{пастб}$	Масса пятисантиметрового слоя почвы площадью 1 м^2 на пастбище	75				кг/м^2
$K_{i,p}$	Коэффициент накопления радионуклида в растительной продукции при корневом усвоении	Картофель, овощи: 0,37 (^{90}Sr); $9{,}8\cdot10^{-2}$ (^{137}Cs)	Грибы: 0,05 (^{137}Cs); 0,002 (^{90}Sr)	Зеленые растения: 1,6 (^{90}Sr); 0,13 (^{137}Cs)	Ягоды: 0,01 (^{137}Cs); 0,02 (^{90}Sr)	(Бк/кг продукции)/ (Бк/кг почвы) для картофеля, овощей и зеленых растений; (Бк/кг продукции)/ (Бк/м^2 почвы) для грибов и ягод
$K_{a,i,p}$	Коэффициент перехода радионуклида из корма в животную продукцию	Молоко: $8\cdot10^{-3}$ (^{137}Cs) $2\cdot10^{-3}$ (^{90}Sr)		Мясо: $3\cdot10^{-2}$ (^{137}Cs); $8\cdot10^{-2}$ (^{90}Sr)	Рыба: 100 (^{137}Cs) 20 (^{90}Sr)	сут/кг (молоко, мясо), (Бк/кг)/ (Бк/л) (рыба)
V_g	Скорость осаждения аэрозоля	0,01				м/с
α	Удельный коэффициент вымывания	10^{-4}				ч/мм·с
t_1	Вегетационный период зеленых растений	0,3				с
t_2	Вегетационный период плодовых овощей	0,25				с
$C_{s,i}$	Плотность загрязнения почвы i-м радионуклидом	18.6 (^{90}Sr) 4.67 (^{137}Cs)				кБк/м^2

Таблица 5.2 – Значения параметров для расчета дозы внутреннего облучения на население от вдыхания радионуклидов и внешнего облучения от поверхности почвы

Символ	Параметр	Численное значение	Размер-ность
$\varepsilon_{inh,i}$	Дозовый коэффициент при вдыхании радионуклидов для населения	$5{,}0\cdot10^{-8}$(^{90}Sr) $4{,}6\cdot10^{-9}$(^{137}Cs)	Зв/Бк
U_{inh}	Интенсивность дыхания взрослого человека	23	м^3/сут
	Коэффициент ресуспензии	$1\cdot10^{-9}$	1/м
Rs^r	Дозовый фактор конверсии при облучении от поверхности почвы для населения	$5{,}55\cdot10^{-18}$(^{90}Sr) $5{,}55\cdot10^{-16}$(^{137}Cs)	(Зв·м^2)/(с·Бк)
k_s^i	Коэффициент экранировки от загрязненной почвы	0,2	Безраз-мерный
C_{work}	Часть времени, проводимая на работе	0,3	Безраз-мерный
K_c	Коэффициент, характеризующий пропорциональную зависимость начальной концентрации радионуклида в воде поверхностных водоемов от начальной плотности радиоактивного загрязнения местности	10^{-5}	(Бк/кг)/(Бк/м^2)

Таблица 5.3 – Значения параметров для расчета дозы для населения для сценария «ресуспензии пыли с поверхности хранилища траншейного типа»

Символ	Параметр	Численное значение	Размер-ность
DF_{sub}	Дозовый фактор конверсии для внешнего облучения от погружения в облако	^{90}Sr ($7{,}1\cdot10^{-13}$) ^{137}Cs ($9{,}8\cdot10^{-11}$)	(Зв/ч)/(Бк/м^3)
$t_{out,dust}$	Время облучения (нахождения) во время прохождения облака	1	ч
$b_{r,dust}$	Интенсивность дыхания населения	1	м^3/ч
DF_{inh}	Дозовый фактор конверсии при ингаляции	^{90}Sr ($5{,}0\cdot10^{-8}$) ^{137}Cs ($4{,}6\cdot10^{-9}$)	(Зв/Бк)
λ	Константа радиоактивного распада	^{90}Sr (2,38E-02) ^{137}Cs (2,31E-02)	1/год
t	Продолжительность облучения	1	год
sf	Коэффициент экранирования помещения	0.1	–
t_{in}	Время нахождения в помещении	6575	ч/год

Продолжение Таблицы 5.3

t_{out}	Время нахождения вне помещения	2192	ч/год
$DF_{ext,\ surf}$	Дозовый фактор конверсии при внешнем облучении	^{90}Sr (2,0E-14) ^{137}Cs (2,0E-12)	(Зв/ч)/ (Бк/м^2)
Q_{gveg}	Потребление овощей (растительности)	0,26	кг/сут
λ_{weath}	Скорость эрозии (распада) радионуклида от зеленых растений	$5\cdot10^{-2}$ (^{137}Cs, ^{54}Mn, ^{90}Sr, ^{106}Ru, ^{134}Cs, ^{144}Ce, ^{154}Eu, ^{60}Co, ^{99}Tc, ^{154}Eu, ^{232}Th, ^{241}Am);	1/сут
DF_{ing}	Дозовый коэффициент для потребления пищи	$8{,}0\cdot10^{-8}$(^{90}Sr) $1{,}3\cdot10^{-8}$(^{137}Cs)	Зв/Бк
Int_{gveg}	Эффективный коэффициент удерживания на зеленых растениях	0,3	–
$Fract$	Доля удержанной активности после утечки	0,3	–
$Yield_{gveg}$	Плотность покрытия почвы зелеными овощами	3	кг/м^2
$f_{rel,dust}$	Доля утечка для радионуклида	0,1	–
V_{dust}	Объем отходов, из которых выходит пыль	0,09	м^3
t_{dust}	Продолжительность утечки пыли	1	ч
$C_{integ,dust}$	временное интегрирование приземной концентрации на установленном расстоянии для различных атмосферных условий	3,24	Бк·ч· ·м$^{-3}$·Бк$^{-1}$
$t_{dep,dust}$	Время, за которое происходит осаждение	3600	с
$V_{g,dust}$	Скорость сухого осаждения	0,002	м/с
$W_{out,dust}$	Коэффициент вымывания	$3\cdot10^{-4}$	1/с
h_{dust}	Высота пылевого облака	10	м
t_{veg}	Время после выброса, через которое зеленые овощи погибают	90	сут
ρ_{bd}	Объемная плотность отходов		кг/м^3
Occ_{dust}	Количество утечки пыли в год	1	1/год

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

Белки-МТ	Белки металлотионеины
ВНИИРАЭ	Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии
ГНЦ РФ – ФЭИ	Государственный научный центр Российской Федерации Физико-энергетический институт
ИБРАЭ	Институт проблем безопасного развития атомной энергетики
КН	Коэффициент накопления
МАГАТЭ	Международное агентство по атомной энергии
МКРЗ	Международная комиссия по радиологической защите
НИИ ЭЧ и ГОС	Научно-исследовательский институт экологии человека и гигиены окружающей среды
НКДАР	Научный комитет по действию атомной радиации
НПО	Научно-производственное объединение
НТЦ ЯРБ	Научно-технический центр по ядерной и радиационной безопасности
ПВ	Полная влагоемккость
РАО	Радиоактивные отходы
ТТХ	Трифенилтетразолий хлористый
ТФФ	Трифенилформазан
ФГБУ «ВНИИГМИ-МЦД»	Федеральное государственное бюджетное учреждение «Всероссийский научно-исследовательский институт гидрометеорологической информации — Мировой центр данных»