

На правах рукописи

**Бахвалов Андрей Витальевич**

**Оценка риска для территории расположения  
хранилища радиоактивных отходов по  
критическим нагрузкам на биотоп**

03.01.01 - Радиобиология

**АВТОРЕФЕРАТ**

диссертации на соискание ученой степени  
кандидата биологических наук

Москва, 2012

Работа выполнена в Обнинском институте атомной энергетики – филиале Федерального государственного автономного образовательного учреждения высшего профессионального образования «Национальный исследовательский ядерный университет «МИФИ» (ИАТЭ НИЯУ МИФИ), г. Обнинск.

**Научный руководитель:** доктор биологических наук, профессор кафедры экологии ИАТЭ НИЯУ МИФИ Сынзыныс Борис Иванович.

**Официальные оппоненты:**

**Мамихин Сергей Витальевич**, доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник кафедры радиэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, г. Москва.

**Удалова Алла Александровна**, доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник ГНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии» РАСХН, г. Обнинск.

**Ведущая организация:** Федеральное государственное бюджетное учреждение НПО «Тайфун», г. Обнинск.

Защита диссертации состоится «\_\_» \_\_\_\_\_ 2012 года в \_\_\_ ч на заседании диссертационного совета Д501.001.65 при МГУ им. М.В. Ломоносова.

Отзывы на автореферат просим отправлять по адресу: 119234, Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, Биологический факультет МГУ. Факс: +7 (495) 939-43-09.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке МГУ им. М.В. Ломоносова.

Автореферат диссертации разослан «\_\_» \_\_\_\_ 2012 г.

Ученый секретарь диссертационного совета,

доктор биологических наук

Веселова Т.В.

## ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

**Актуальность проблемы.** В настоящее время в нашей стране огромное внимание уделяется обращению с РАО: способами их сбора, транспортировки, переработки и захоронения. Особо важен контроль над состоянием старых объектов, где хранение радиоактивных материалов часто осуществлялось в непригодных сооружениях, а иногда и открытых площадках. Одним из таких сооружений является региональное приповерхностное хранилище РАО, созданное в г. Обнинске еще в 50-х годах прошлого века для захоронения радиоактивных отходов предприятий ядерной промышленности центрального региона. В 1998 году была зафиксирована утечка радиоактивных веществ из емкостей хранилища в результате их частичного разрушения (Васильева А.Н., 2007). В пробах воды из наблюдательных скважин были обнаружены  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . В последующие годы проводился мониторинг радиоактивного загрязнения прилегающих к хранилищу территорий и различные мероприятия по их реабилитации, целью которых было снижение отрицательного воздействия хранилища на природу (Вайзер В.И. и др., 2012). Однако в настоящее время негативное влияние хранилища на окружающую природную среду продолжается. Оценить перспективы в состоянии биоты, находящейся в контакте с радионуклидами, и всего биотопа хранилища в целом по имеющимся данным нельзя. Для этого используются

подходы к оценке риска для стабильного существования биоценозов.

Актуальность выбранной темы заключается в разработке методов оценки экологического риска для наземных экосистем, загрязненных радионуклидами.

**Цель исследования.** Оценка экологического риска в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов на основе анализа критических нагрузок на наземный биоценоз.

**Задачи исследования.**

1. Оценка экологической обстановки в районе размещения хранилища РАО по данным определения активности естественных и техногенных радионуклидов, оценки миграции  $^{90}\text{Sr}$ , определения содержания тяжелых металлов и показателям состояния биоты хранилища и прилегающей территории.

2. Выявление референтных видов и показателей на основе данных биоиндикации и биомониторинга.

3. Разработка подходов к экологическому нормированию на локальном участке с использованием оценки экологического риска на основе анализа превышений критических нагрузок.

4. Оценка риска для стабильного существования наземного биоценоза в месте расположения хранилища радиоактивных отходов.

**Соответствие диссертации паспорту научной специальности.** Диссертация выполнена в соответствии с Паспортом специальности 03.01.01 – Радиобиология. Пункт 8 «Стохастические и нестохастические эффекты, их особенности; зависимости: доза-эффект и время-эффект».

**Научная новизна работы.** Впервые разработана и апробирована технология оценки экологического риска для участка наземной экосистемы, на которой расположено региональное приповерхностное хранилище РАО.

**Теоретическая и практическая значимость работы.** Разработан подход к экологическому нормированию на локальном уровне, заключающийся в следующем: определение характеристик воздействия и оценка его степени; выбор референтных видов и биологических показателей; определение и анализ критических нагрузок на основе построения дозовых зависимостей в градиенте нагрузки; оценка экологического риска по критическим нагрузкам.

Разработанная технология описана в методическом пособии для студентов и аспирантов «Определение критических нагрузок и оценка экологического риска для территории длительного хранения низкоактивных радиоактивных отходов» и используется при преподавании дисциплины «Техногенные системы и экологический риск» в ИАТЭ НИЯУ МИФИ.

**Апробация и реализация результатов диссертации.** Исследования были поддержаны грантом Министерства образования и науки РФ (гос. контракт № 14.740.11.0193).

По теме диссертации опубликовано 10 печатных работ, 5 из них – в журналах, рекомендованных ВАК РФ.

Результаты диссертационной работы доложены на международных и российских научных конференциях: VIII и IX Региональные научные конференции «Техногенные системы и экологический риск» (Обнинск, 2011, 2012); 16 Международная Пушинская школа-конференция молодых

ученых «Биология – наука XXI века» (Пушино, 2012); Всероссийская научно-практическая конференция «Геолого-геохимические проблемы экологии» (Москва, 2012).

Диссертация апробирована на семинаре кафедр экологии и биологии ИАТЭ НИЯУ МИФИ 6 июня 2012 года.

**Структура и объем диссертации.** Диссертация изложена на 128 страницах, включает введение, обзор литературы, экспериментальную часть (объекты и методы исследований, результаты и обсуждения), заключение, выводы, список цитируемой литературы, приложения. Диссертация содержит 12 таблиц и 22 рисунка. Список литературы включает 134 ссылки, из которых 18 на английском языке.

### **Основные положения, выносимые на защиту.**

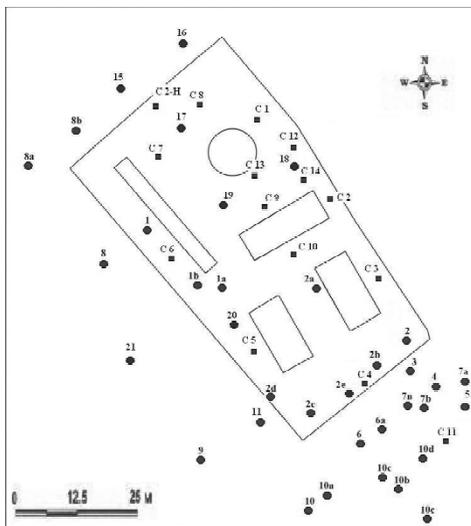
1. Новая технология оценки экологического риска для биоценоза, загрязненного радиоактивными веществами, позволяет оценивать риск неблагоприятного развития экосистем.

2. Сухопутные моллюски по способности накапливать радионуклиды в своих раковинах могут служить референтным видом при оценке риска на уровне экосистем.

### **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ**

**Объект исследований.** Объектом исследований была выбрана территория расположения хранилища РАО, включающая в себя почвы, почвенные микроорганизмы, растительность, животных, а также радионуклиды и тяжелые металлы, содержащиеся в них (рис. 1).

За контрольную территорию был принят участок склона надпойменной террасы р. Протвы в районе г. Обнинска с идентичными условиями окружающей среды и не подвергающийся радиационному и химическому загрязнению.



**Рис. 1.** Схема объекта исследований и точки отбора проб.

### **Определение содержания тяжелых металлов.**

Содержание тяжелых металлов (Fe, Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Co, Cd, Pb) определялось с использованием предварительного разложения почв смесью  $\text{HCl} + \text{HNO}_3 + \text{HF}$  с конечным растворением остатка в разбавленной  $\text{HNO}_3$  (Агрохимические методы..., 1975) атомно-абсорбционным методом на спектрометре SpectrAA 250 Plus фирмы Varian (Практикум по агрохимии..., 2001).

### **Определение удельной активности радионуклидов.**

Измерение активности  $^{40}\text{K}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почвах проводилось на сцинтилляционном  $\beta$ -спектрометре «БЕТА-

01С». Активность радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  в раковинах моллюсков измерялась в соответствии со стандартной методикой по  $\beta$ -излучению дочернего радионуклида  $^{90}\text{Y}$  (Стронций-90. Метод радиохимического..., 2002).

Измерение удельной активности естественных  $\gamma$ -излучающих радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ) производили методом  $\gamma$ -спектрометрии с использованием ППД из особо чистого германия с относительной эффективностью регистрации 35% и анализатора InSpector фирмы Canberra.

**Выбор референтных видов и показателей.** Критериями выбора референтных видов являются: 1) трофическое и топическое положение в экосистеме; 2) высокая частота встречаемости; 3) чувствительность к исследуемым загрязнителям; 4) доступность для отбора и мониторинга; 5) способность вида к восстановлению (ICRP Publication 91, 2004). МКРЗ в качестве референтных видов рекомендует: крыс, лягушек, земляных червей, дикие виды трав и др., также возможно использование других видов (ICRP Publication 108, 2008). Поэтому из представителей фауны роль референтного вида был выбран сухопутный моллюск - улитка кустарниковая (*Bradybaena fruticum*) - для которого способность накапливать радионуклид  $^{90}\text{Sr}$  в своих раковинах является в достаточной степени чувствительным показателем, характеризующим изменения радиоактивного загрязнения исследуемой территории. На роль референтных видов растительности были выбраны: хмель вьющийся (*Humulus Lupulus*) и крапива двудомная (*Urtica dioica*), являющиеся кормом для моллюсков.

**Определение доз внешнего  $\beta$ -облучения мягких тканей сухопутных моллюсков.** Расчет доз за счет  $^{90}\text{Sr}$  и его

дочернего радионуклида  $^{90}\text{Y}$ , содержащихся в раковинах, а также доз за счет  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , полученных моллюском в теплый период года, когда он находится на листе хмеля или крапивы, производился по геометрии бесконечно тонкой бесконечной плоскости на расстоянии  $x$  от этого плоского источника по формуле Левинджера (Радиационная дозиметрия..., 1958; Васильева А.Н., 2007):

$$D(x) = 2,96 \cdot 10^{-4} \cdot \nu \cdot \bar{E}_\beta \cdot \alpha \cdot \sigma \cdot \left\{ c \cdot \left[ 1 + \ln \frac{c}{\nu \cdot x} - e^{-\frac{\nu \cdot x}{c}} \right] + e^{-\nu \cdot x} \right\}, \quad (1)$$

где  $\bar{E}_\beta$  - средняя энергия  $\beta$ -частиц (МэВ);  $c$ ,  $\alpha$  и  $\nu$  - параметры, зависящие от энергии и геометрии;  $2,96 \cdot 10^{-4} \cdot \sigma$  - скорость распада на 1 см<sup>2</sup>, (Бк/см<sup>2</sup>);  $x$  - толщина панциря моллюска ( $\sim 250$  мкм).

Для холодного периода, когда моллюск закрыт и лежит на почве, были рассчитаны дозы за счет  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  по формуле Маринелли (Радиационная дозиметрия..., 1958; Васильева А.Н., 2007):

$$D_{\text{поч}} = 155 \cdot 18,9 \cdot 10^5 \cdot \bar{E}_\beta \cdot A_{\gamma\theta}, \quad (2)$$

где  $\bar{E}_\beta$  - средняя энергия  $\beta$ -частиц (МэВ);  $A_{\gamma\theta}$  - удельная активность радионуклида (Бк/г); 155 - число холодных дней;  $18,9 \cdot 10^5$  - коэффициент пересчета.

### **Определение доз внешнего $\gamma$ -облучения моллюсков.**

Дозы, полученные моллюсками в холодный период, рассчитывали путем умножения активности  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почве (Бк/кг) на соответствующие коэффициенты пересчета в поглощенную дозу  $\gamma$ -излучения на высоте 1 м от поверхности земли:

$$D = \frac{2 \cdot \pi \cdot \Gamma_\gamma \cdot A_v \cdot t}{\mu_0}, \quad (3)$$

где  $\Gamma_\gamma$  – гамма-постоянная ( $10^{-18} \text{ Гр} \cdot \text{м}^2$ )/(Бк·с);  $A_v$  – содержание радионуклида (Бк/м<sup>3</sup>);  $t = 3,15 \cdot 10^7$  (с/год);  $\mu_0$  – коэффициент ослабления (для почвы  $\mu_0 \approx 3 \text{ м}^{-1}$ ).

**Определение критических нагрузок.** Исходные нагрузки для радионуклидов (удельная активность радионуклида  $A_i$ ) и тяжелых металлов (содержание металла  $C_i$ ) были представлены в виде агрегационных индексов:

$$I = \sum (X_i / X_{\text{контр}}^i), \quad (4)$$

где  $X^i$  и  $X_{\text{контр}}^i$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида (Бк/кг) или содержание  $i$ -го тяжелого металла (мг/кг) в исследуемой почве и в почве контрольной точки соответственно.

В качестве аппроксимирующей зависимость доза-эффект уравнения регрессии использовалась степенная функция вида:

$$y = a \cdot x^k, \quad (5)$$

где  $y$  – оценка эффекта,  $x$  – оценка нагрузки,  $a$  и  $k$  – коэффициенты. В качестве критической нагрузки была выбрана точка на кривой, в которой происходит 10-ти кратное снижение исследуемой величины от контрольного значения.

**Построение функций экологического риска.** На основании превышения величин критических нагрузок были построены функции распределения площади по загрязнению радионуклидами, представляющие собой разность между величиной экспозиции (отношение

площади исследуемых участков с превышением критических нагрузок, к общей площади участков) и безопасным уровнем воздействия:

$$N_p = E_{xp} - Y_v, \quad (6)$$

Площади исследуемых участков вычисляются с помощью ГИС-технологий. По значениям  $N_p$  рассчитывается вероятность превышения значений критических нагрузок  $P_i(N_p) > 0$ . Для каждого участка находится функция экологического риска, которая представляет собой распределение:

$$R_x = F(M) = P(p_x < M), \quad (7)$$

где  $P$  – вероятность;  $p_x$  - случайная величина, характеризующая относительную площадь области с превышением критических нагрузок ( $M(N_p) > 0$ ). Далее определяется экологический риск, представляющий собой комплексный показатель, характеризующий вероятность развития неблагоприятных изменений в состоянии экосистемы, а также величину и характер этих изменений.

**Статистическая обработка результатов.** Статистическую обработку полученных результатов, построение графиков и нахождение по ним критических точек, создание ГИС производили с использованием компьютерной программы R (R Development..., 2010).

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

**Определение показателей воздействия и оценка их величин.** Для определения степени загрязнения исследуемой территории была проведена ее радиационная и химическая диагностика. Результаты определения активностей радионуклидов представлены в таблице 1.

**Таблица 1.** Удельная активность радионуклидов в почвах.

Точка	Удельная активность, Бк/кг				
	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
<b>1</b>	39±12	15±5	334±100	28±9	299±90
<b>1a</b>	70±21	19±6	375±113	84±25	341±102
<b>1b</b>	52±16	26±8	370±111	44±13	216,3±65
<b>2b</b>	79±24	45±14	546±164	2±0,6	170±51
<b>2c</b>	26±8	16±5	297±89	8±2,5	131±39
<b>2d</b>	57±17	17±5	352±106	28±8	382±115
<b>4</b>	33±10	14±4	293±88	6±1,8	26±8
<b>6</b>	38±11	32±10	408±122	15±4,4	807±242
<b>6a</b>	68±20	27±8	245±74	38±11	5203±1561
<b>7в</b>	95±29	14±4	316±95	33±10	593±178
<b>10b</b>	55±17	46±14	429±129	5±1,5	1109±333
<b>10d</b>	44±13	24±7	315±95	192±58	1059±318
<b>10e</b>	44±13	44±13	350±105	18±5	4467±1340
<b>К</b>	37±11	25±8	325±98	3±0,9	19±6

Значения удельной активности радионуклидов техногенного происхождения превышают контрольные до 64 раз по <sup>137</sup>Cs и до 274 раз по <sup>90</sup>Sr. Выявлена неравномерность загрязнения почв <sup>90</sup>Sr, связанная с направлением стока поверхностных и грунтовых вод от точек 1, 1a, 1b к токам 2d, 2c, далее к точкам 7в, 6, 6a и затем к точкам 10b, 10d и 10e. Максимальные активности <sup>90</sup>Sr характерны для точек, расположенных в заболоченном понижении с внешней стороны хранилища, куда и направлен основной сток. Несколько повышенная активность <sup>137</sup>Cs обнаружена в точках 1a и 1b,

расположенных рядом с емкостью для хранения твердых РАО, представляющей собой земляную траншею, не имеющую дополнительных барьеров, препятствующих выходу  $^{137}\text{Cs}$  за пределы емкости. Распространения  $^{137}\text{Cs}$  по территории хранилища не происходит, поэтому он не представляет серьезной опасности для прилегающего садового общества. Удельные активности естественных радионуклидов сопоставимы с контрольными, но их вклад в радиоактивное загрязнение учитывается при расчете годовых доз внешнего облучения моллюсков.

Содержание тяжелых металлов в почве меньше значений ПДК, но в большинстве точек превышает контрольные значения в 5 – 15 раз (табл. 2).

**Таблица 2.** Содержание тяжелых металлов в почвах.

Точка	Содержание, мг/кг					
	Mn	Zn	Ni	Cu	Pb	Fe $\times 10^3$
1	227 $\pm$ 8	88 $\pm$ 2	21 $\pm$ 1	9 $\pm$ 0,3	17 $\pm$ 1	13 $\pm$ 0,3
1a	183 $\pm$ 14	22 $\pm$ 1	14 $\pm$ 1	6 $\pm$ 0,2	14 $\pm$ 1	9 $\pm$ 0,6
1b	176 $\pm$ 9	27 $\pm$ 2	17 $\pm$ 1	7 $\pm$ 0,1	18 $\pm$ 1	8 $\pm$ 0,6
2a	307 $\pm$ 9	43 $\pm$ 1	31 $\pm$ 2	11 $\pm$ 1	14 $\pm$ 1	18 $\pm$ 0,5
2b	303 $\pm$ 2	30 $\pm$ 1	28 $\pm$ 2	9 $\pm$ 0,4	38 $\pm$ 3	14 $\pm$ 0,1
2c	257 $\pm$ 39	25 $\pm$ 1	19 $\pm$ 3	7 $\pm$ 1	40 $\pm$ 3	9,4 $\pm$ 2
2d	266 $\pm$ 7	31 $\pm$ 2	12 $\pm$ 0	6,5 $\pm$ 1	16 $\pm$ 2	7 $\pm$ 0,4
6a	664 $\pm$ 5	72 $\pm$ 3	31 $\pm$ 2	15 $\pm$ 1	46 $\pm$ 2	8 $\pm$ 0,3
7b	294 $\pm$ 9	31 $\pm$ 1	28 $\pm$ 2	11 $\pm$ 1	9 $\pm$ 0,3	13 $\pm$ 0,1
10d	469 $\pm$ 5	28 $\pm$ 2	27 $\pm$ 2	10 $\pm$ 0,6	9 $\pm$ 0,4	14 $\pm$ 0,1
10e	794 $\pm$ 65	54 $\pm$ 2	40 $\pm$ 2	11 $\pm$ 0,6	11 $\pm$ 1	13 $\pm$ 0,1
К	191 $\pm$ 6	7 $\pm$ 0,2	2 $\pm$ 0,1	1 $\pm$ 0,1	3 $\pm$ 0,1	12 $\pm$ 0,3
пдк	1500	100	85	55	32	6,5-24,5

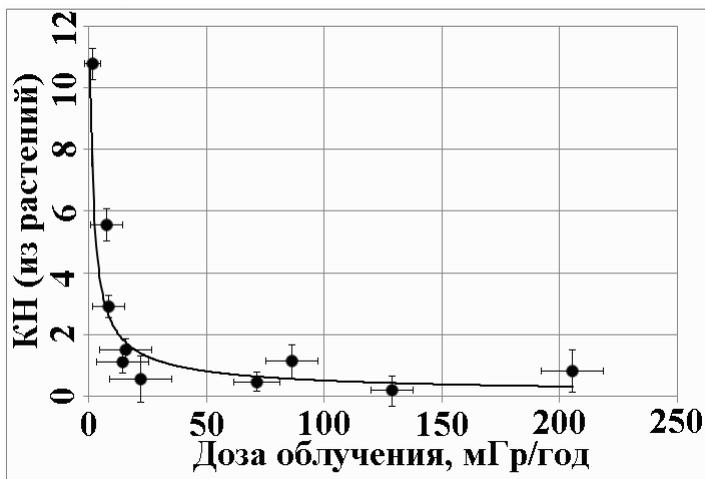
В точке 2а наблюдаются завышенные значения содержания Zn, Cu, Pb, Fe; в точке ба - высокое содержание Mn, Ni, Cu, Pb; а в точке 10е - Mn, Zn, Ni, Cu, Pb и Fe. При продвижении от точки 2а к точке 10е происходит хоть и небольшое, но значимое увеличение содержания этих металлов. Таким образом, содержание тяжелых металлов также связано с направлением стока поверхностных и грунтовых вод в сторону заболоченного понижения.

Так как содержание исследуемых тяжелых металлов в почвах ниже ПДК делать вывод об их прямом негативном воздействии на экосистему хранилища или ее отдельные составляющие (растительность и моллюски) не представляется возможным. Следует отметить, что не выявлено и совместного действия тяжелых металлов и радионуклидов, которое бы могло объяснить особенности накопления радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  раковинами моллюсков.

**Определение доз внешнего  $\beta$ -облучения тканей моллюсков.** Полученные значения доз превышают контрольные (2,4 мГр/год) в 14,6 – 272,1 раз и хорошо коррелируют с активностью радионуклидов в почве, особенно ярко это выражено для  $^{90}\text{Sr}$ . При его активности в 26 Бк/кг (точка 4) доза составляет 56,3 мГр/год, а при активности в 170 Бк/кг (точка 2b) уже 345,9 мГр/год. Еще лучше значения доз коррелируют с активностью  $^{90}\text{Sr}$  в растениях: с возрастанием его активности в растениях линейно увеличивается внешнее облучение моллюсков. Таким образом, дозообразующим радионуклидом является  $^{90}\text{Sr}$ , вклад радионуклидов естественного происхождения незначителен, а основным источником поступления  $^{90}\text{Sr}$  в

ткани моллюсков являются листья хмеля и крапивы, служащие кормом для моллюсков.

Полученные значения доз внешнего  $\beta$ -облучения моллюсков очень малы по сравнению с летальной дозой (120 – 200 Гр) и сценарий их угнетающего воздействия на жизнедеятельность как целого организма маловероятен (Бондаренко А.П., 2007). Однако для некоторых органов такие дозы могут проявлять негативное влияние и соответственно воздействовать на накопление радионуклидов. Подобное влияние может выражаться в нарушении или временном прекращении работы печени моллюсков - органе, ответственном за подготовку строительного материала раковин и содержащем известковые клетки, которые запасают карбонат кальция (а значит и  $^{90}\text{Sr}$ ) для роста раковины и восстановления её повреждений (Жизнь животных в 7-ми томах..., 1988).



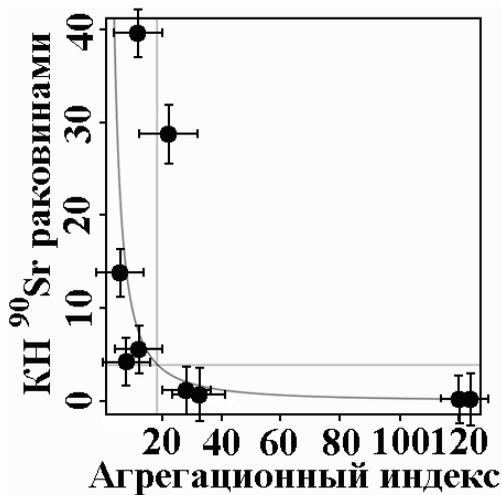
**Рис.2.** Зависимость КН  $^{90}\text{Sr}$  раковинами моллюсков от дозы  $\beta$ -облучения, обусловленной этим радионуклидом.

При увеличении дозы облучения происходит снижение накопления  $^{90}\text{Sr}$  моллюсками. Облучение это включает в себя не только облучение за счет  $^{90}\text{Sr}$ , но и облучение от других радионуклидов. Поэтому график, отражающий зависимость коэффициентов накопления от дозы облучения, обусловленной  $^{90}\text{Sr}$ , будет иметь степенной характер с коэффициентом корреляции, равным 0,71 (рисунок 2).

**Определение доз внешнего  $\gamma$ -облучения тканей моллюсков.** Значения доз  $\gamma$ -облучения лежат в пределах от  $2 \cdot 10^{-7}$  до  $3,4 \cdot 10^{-5}$  мГр/год. Столь малыми величинами облучения можно пренебречь в сравнении с дозами  $\beta$ -облучения от раковин.

**Определение и анализ критических нагрузок.** Для оценки экологического риска было необходимо выявить критические нагрузки радионуклидов на референтные виды и показатели. Под критической нагрузкой в данном случае следует понимать такое поступление радионуклида в экосистему, которое еще не вызывает необратимых изменений в ее биогеохимической функции, биоразнообразии и продуктивности в течение длительного периода времени. Для оценки воздействия радионуклидов на моллюсков по полученным экспериментальным данным была построена зависимость в градиенте нагрузки с учетом всех радионуклидов (рисунок 3).

Пределная (критическая) нагрузка представляет собой условную точку на кривой доза-эффект, связывающей исходные нагрузки (воздействие радионуклидов) и отклик референтного вида (изменение коэффициентов накопления  $^{90}\text{Sr}$  в их раковинах).



**Рис. 3.** Зависимость  $KH$   $^{90}\text{Sr}$  раковинами моллюсков от агрегационного индекса по радиоактивности.

На графике значение критической нагрузки отмечено прямыми линиями. Зависимость имеет четкое степенное понижение значений коэффициентов накопления с увеличением агрегационного индекса по радионуклидам:

$$KH = 314,27 \cdot I^{-1,502} \quad (9)$$

Анализ полученной дозовой зависимости позволил получить критическое значение агрегационного индекса - 18,3, которому соответствует критическая величина коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  – 3,99. Превышение этого значения вызывает нарушения в жизнедеятельности моллюсков, снижении активности их питания и как следствие изменения в потребности строительного материала раковин, одним из которых в данном случае следует считать  $^{90}\text{Sr}$ . Коэффициенты полученной степенной зависимости вычислены с достаточно хорошим уровнем

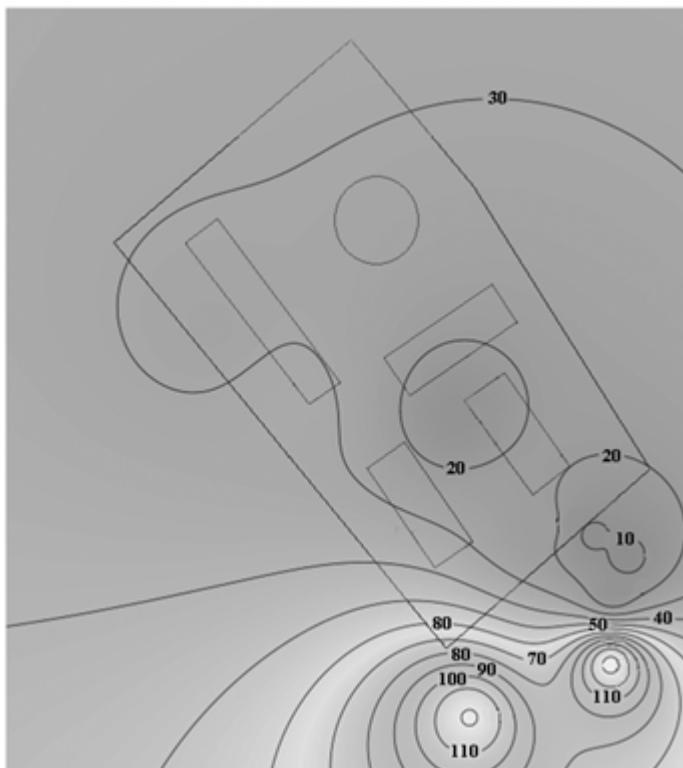
доверия (вероятность выхода значений из указанных интервалов), равным 0,0003.

**Оценка экологического риска по критическим нагрузкам.** Для характеристики экологического риска по результатам определения критических нагрузок было выполнено построение карт ГИС исследуемой территории, используемые для определения превышений критических нагрузок [Башкин и др., 1998]. За основу ГИС был использован снимок космического спутника компании Google, для которого была сделана привязка по координатам. С помощью программы R на оцифрованный снимок были нанесены все данные по нагрузкам на экосистему, а также указана критическая нагрузка [R Development..., 2010]. Далее была определена часть (%) площади с превышением критических нагрузок и выполнено графическое представление полученных результатов с помощью изолиний и тоновой заливки: «чистые» участки (темный цвет) и участки с превышением критических нагрузок (светлый цвет) (рисунок 4).

На изолиниях отмечены значения агрегационного индекса, максимальные значения характерны для участков, выделенных белым цветом. В качестве приемлемой величины негативного влияния хранилища на окружающий его биотоп был принят показатель 95-% защищенности экосистемы, когда площадь с превышением критических нагрузок не превышает 5% от общей величины (0,54 га).

Анализ построенной ГИС-карты показывает, что для исследуемой территории площадь с превышением критического значения коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$ , составляет 61%, что выше приемлемой величины. Риск

воздействия хранилища на окружающую его территорию следует характеризовать как неприемлемый.

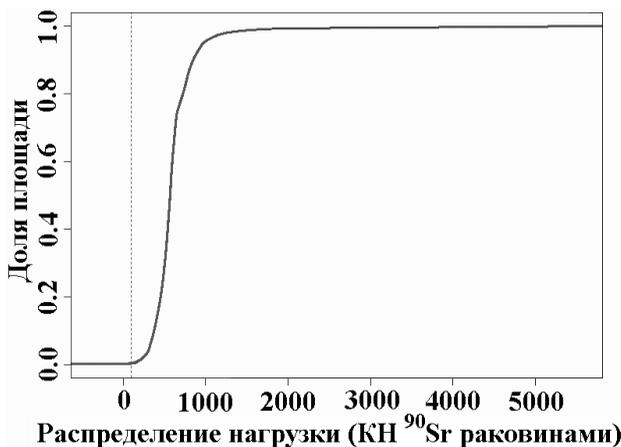


**Рис. 4.** Карта ГИС хранилища по критическим нагрузкам на сухопутных моллюсков.

**Построение и анализ функций риска.** Для графического представления функций риска было принято предположение о том, что при загрязнении, меньшем критической нагрузки, вероятность превышения равна 0, а при большем - 1 (рисунок 5).

Полученная функция риска позволила получить вероятность (риск) превышения критических нагрузок или

иными словами, вероятность развития негативных изменений в исследуемой наземной экосистеме, которая составляет 99%.



**Рисунок 5.** Функция риска по критическим нагрузкам на сухопутных моллюсков.

## ВЫВОДЫ

1. Экологическую обстановку в районе размещения хранилища РАО следует характеризовать как неблагоприятную: в почвах и растительности присутствуют радионуклиды техногенного происхождения, активности которых превышают контрольные значения до 64 раз по  $^{137}\text{Cs}$  и до 274 раз по  $^{90}\text{Sr}$ ; облучение, вызываемое этими радионуклидами (в особенности  $^{90}\text{Sr}$ ), негативно влияет на животных (сухопутные моллюски), вызывая угнетение их жизнедеятельности.

2. В условиях радиоактивного загрязнения в качестве референтного вида следует использовать сухопутных моллюсков – вид *Bradybaena fruticum*, который является хорошим индикатором загрязнения почв и растений  $^{90}\text{Sr}$ .

3. На основе оценки риска с использованием критических нагрузок разработан подход к экологическому нормированию наземных экосистем, который заключается: в определении показателей воздействия и оценки их величин; определении и анализе критических нагрузок на основе построения дозовых зависимостей; оценке экологического риска по критическим нагрузкам; сравнении показателей риска с приемлемыми значениями.

4. Полученная оценка риска (99%) позволяет охарактеризовать состояние исследуемой территории как неудовлетворительное (риск превышает приемлемую величину), что предполагает нестабильное состояние исследуемой территории в течение ближайших 50 – 100 лет и вероятную смену экологической сукцессии, итогом которой может явиться преобразование исследуемой территории в нарушенную экосистему.

#### **Список работ, опубликованных по теме диссертации**

*Публикации в журналах, рекомендованных ВАК РФ:*

1. Бахвалов А.В., Лаврентьева Г.В., Сынзыныс Б.И. Биогеохимическое поведение  $^{90}\text{Sr}$  в наземных и водных экосистемах // Биосфера. 2012. Т. 4, № 2. С. 206 - 216.
2. Вайзер В.И., Козьмин Г.В., Васильева А.Н., Бахвалов А.В. Радиационно-экологическая обстановка в районе размещения Обнинского регионального хранилища радиоактивных отходов//Радиация и риск. 2012. Т. 21, № 3. С. 97 – 105.
3. Лаврентьева Г.В., Бахвалов А.В., Сынзыныс Б.И., Муллаярова Р.Р. Технология оценки экологического риска для сухопутной экосистемы в условиях хронического

радиоактивного загрязнения // Проблемы анализа риска. 2012. Т. 9, № 5. С. 30 – 43.

4. Бахвалов А.В., Павлова Н.Н., Мирзеабасов О.А., Рассказова М.М., Лаврентьева Г.В., Сынзыныс Б.И., Глушков Ю.М. Оценка экологического риска на основе анализа критических нагрузок на экосистему регионального хранилища радиоактивных отходов // Радиация и риск. 2012. Т. 21, № 4. С. 41 – 50.

5. Козьмин Г.В., Сынзыныс Б.И., Васильева А.Н., Бахвалов А.В. Ядерное наследие. Радиационно-экологическая оценка Обнинского регионального хранилища РАО // Вестник РАЕН. 2012. № 4. С. 72 – 77.

*Материалы в сборниках трудов конференций:*

6. Лаврентьева Г.В., Момот О.А., Сынзыныс Б.И., Бахвалов А.В. Определение коэффициентов накопления  $^{90}\text{Sr}$  ряской малой. Материалы докладов VIII Региональной научной конференции «Техногенные системы и экологический риск». Обнинск: ИАТЭ НИЯУ МИФИ, 2011. Т. 2. С. 25 - 29.

7. Лаврентьева Г.В., Момот О.А., Гешель И.В., Бахвалов А.В., Сынзыныс Б.И. Биогеохимическое поведение радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  при интенсивном загрязнении почв стабильными Sr, Cs. Материалы докладов VIII Региональной научной конференции «Техногенные системы и экологический риск». Обнинск: ИАТЭ НИЯУ МИФИ, 2011. Т. 3. С. 41 – 44.

8. Муллаярова Р.Р., Бахвалов А.В., Лаврентьева Г.В., Сынзыныс Б.И., Павлова Н.Н. Биоиндикация Sr-90 на биотопе регионального хранилища радиоактивных отходов. 16 Международная Пушинская школа-

конференция молодых ученых «Биология – наука XXI века». Пушино, 2012. С. 328.

9. Бахвалов А.В., Муллаярова Р.Р. Определение зоны критических нагрузок на биотопе регионального хранилища низкоактивных радиоактивных отходов методом биоиндикации Sr-90 раковинами сухопутных моллюсков. Тезисы докладов Всероссийской научно-практической конференции «Геолого-геохимические проблемы экологии». Москва: ИМГРЭ, 2012. С. 85 – 86.

*Методическое пособие:*

10. Лаврентьева Г.В., Бахвалов А.В., Сынзыныс Б.И., Момот О.А., Мирзеабасов О.А. Определение критических нагрузок и оценка экологического риска для территории длительного хранения низкоактивных радиоактивных отходов. Методическое пособие по курсу «Техногенные системы и экологический риск». Обнинск: ИАТЭ НИЯУ МИФИ, 2012. 32 с.