

Уральский научно-исследовательский институт

Российская экологическая Академия

**ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ  
И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН**

Выпуск 14

*Зарина Габдрахмановна*  
*Габдрахмановна*

г. Ханты-Мансийск  
2010 г.

к.б.н. В.Н. Мигунов  
д.б.н. А.В. Трапезников

Рецензенты:  
член-корреспондент РАСХН  
доктор биологических наук, профессор **И.М. Донник**,  
доктор физико-математических наук, профессор  
**П.В. Волобуев**.

П781 Проблемы радиозкологии и пограничных дисциплин:  
Сборник научных трудов. Выпуск 14. – Ханты-Мансийск:  
ООО «Типография «Печатное дело», 2010. – 434 с.

ISBN 978-5-4286-0022-3

УДК 574.2.043  
ББК 28.080.1

Издание подготовлено при финансовой поддержке  
Правительства Ханты-Мансийского автономного округа-Югры

ISBN 978-5-4286-0022-3

© Коллектив авторов, 2010  
© ООО «Технополис», 2010

2. Шайрова Ф.А. Широта  
ВКЛАД П.В. ТИМОФЕЛОВА В РОССИЙСКОЕ  
В СТАНОВЛЕНИЕ БИОГЕОСОФИИ ..... 29
3. Ильязов Р.Г.  
СОЦИАЛЬНО-ПСИХОЛОГИЧЕСКИЕ И  
ФИЛОСОФСКИЕ УРОКИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ  
КАТАСТРОФЫ ..... 43
4. Г.Е. Лазоренко, Г.Г. Поликарпов, В.М. Юрахно  
МОЩНОСТИ ЭКВИВАЛЕНТНЫХ ДОЗ  
ОБЛУЧЕНИЯ АЛЬФА-ЧАСТИЦАМИ<sup>210</sup>Po  
ОТДЕЛЬНЫХ ОРГАНОВ И ЦЕЛЫХ  
ЧЕРНОМОРСКИХ РЫБ..... 93  
Ю.А. Кутлахмедов, С.А. Пчеловская, В.В. Родина, И.В. Матвеева,  
В.П. Петрусенко, А.Г. Саливон, А.Н. Леньшина
5. ТЕОРИЯ РАДИОЕМКОСТИ ЭКОСИСТЕМ  
И ПРОБЛЕМА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО  
НОРМИРОВАНИЯ В СОВРЕМЕННОЙ  
РАДИОЭКОЛОГИИ..... 279
6. Тестов Б.В.  
РАДИАЦИЯ – ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ..... 295
7. А.В. Трапезников, А.В. Коржавин,  
В.Н. Трапезникова, В.Н. Николкин, В.И. Мигунов,  
Кузьмина Р.В.  
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ  
ОБЪ-ИРТЫШСКОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ НА  
ТЕРРИТОРИИ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО  
АВТОНОМНОГО ОКРУГА В 2004-2009 гг..... 354

### Литература

1. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Донник И.М., Шкуратова И.А. Радиоэкологическая ситуация в Уральском регионе. Учебно-методические рекомендации. - Екатеринбург: Уральское изд-во, 2006г. – 45 с.
2. Челябинская область: ликвидация последствий радиационных аварий: 2-е изд., испр. и доп./ Под редакцией проф. А.В. Аклеева. Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 2006. – С. 11-13.
3. Особенности радиационной обстановки на Урале/ В.И. Уткин, М.Я. Чеботина, А.В. Евстигнеев, М.Н. Любашевский. Екатеринбург, УрО РАН, 2004.- С. 90-107.
4. Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона./ Под общей редакцией С.К. Шойгу. - М.: Издательство «Комтехпринт», 2002. — 287 с.
5. Бакуров А.С., Шейн Г.П., Аксенов Г.М., Ровный С.И. Обобщение многолетних результатов радиационного мониторинга в зоне влияния ПО «Маяк»/ Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий: Материалы научно-практической конференции, посвященной 50-летию аварии на ПО «МАЯК» (Челябинск, 25-26 сентября 2007 года). - Челябинск: Челябинский институт ФГОУ ВПО «Уральская академия государственной службы», 2007. – С. 8-25.
6. Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Михайловская Л. Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 2006. - 87 с.
7. Chen Q., Aarkrog A., Nielsen S. P. et al. Determination of Plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange // J. Radioanalyt. and Nuclear Chem., 1993. V. 172. № 2. P. 281–288.

И.В. Молчанова, А.Н. Демьянова

<sup>1</sup>Институт клеточной биологии и генетической инженерии ИГиЛ  
Киев,

<sup>2</sup>Национальный авиационный университет, Киев, Украина

<sup>3</sup>Черноморский государственный университет им. П.Могилы,  
Николаев

Важной задачей современной радиобиологии является изучение эффектов, вызванных сочетанием различных стрессовых факторов на живые организмы, а также процессы восстановления и адаптации к стрессовым влияниям. В условиях загрязненной среды важно знать особенности совместного влияния разных вредных факторов на организмы, их взаимодействия между собой. Явление синергизма во взаимодействии разных по своей природе стрессоров - это актуальный вопрос, привлекающий внимание биологов, радиобиологов, радиоэкологов.

Для оценки влияния воздействия ионизирующих излучений в отдельности, а также в комбинации с внесением в питательную среду солей токсических металлов, на состояние модели растительной экосистемы предложено использовать чувствительный показатель - фактор радиоемкости. Представление о факторе радиоемкости, предложенное А.Л. Агре и В.И. Корогодиным в 1960 г. [1], положено нами в основу новой радиоэкологической концепции. Радиоемкость экосистем определяется как предел депонирования радионуклидов в экосистеме и ее элементах, выше которого может происходить угнетение, подавление и гибель биоты экосистемы.

Для оценки состояния и благополучия экосистем используют до 30 различных показателей и параметров – от разнообразия видов до биомассы и т.д. [2]. Важная особенность этих показателей, что практически все они начинают существенно изменяться только когда биота претерпевает значительные изменения. Практически

меру – как радиоемкость или фактор радиоемкости – и ее составяющих. Радиоемкость определяется как предельное количество поллютантов (радионуклидов), которое может аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы, без нарушения их основных функций (воспроизводство и кондиционирование среды обитания). Фактор радиоемкости определяется как доля поллютантов, которая накапливается в том или ином компоненте экосистемы (в ландшафте). Нами было предложено для оценки благополучия биоты в экосистеме использовать в качестве определяющих два параметра – биомасса видов в экосистеме и их способность очищать, кондиционировать среду от отходов жизнедеятельности и поллютантов, попадающих в экосистему.

## Материалы и методы

*1. Экспериментальная часть.* Исследования проводили на водной культуре растений кукурузы сорта Днепровська-247. В эксперименте использовали 4-хсуточные проростки, выращенные в термостате при температуре 24С в чашках Петри на у влажной фильтровальной бумаге. В дальнейшем, в соответствии со схемами эксперимента, проростки разделяли на группы, одни из которых подвергали только  $\gamma$ -облучению, другие – комбинированному действию облучения и соли  $CdCl_2$ , а также – независимому влиянию разных концентраций хлорида кадмия и контрольную группу растений. Для того чтобы показать адекватность предложенной характеристики – фактора радиоемкости, было проведено сравнение реакции ростовых характеристик и фактора радиоемкости на внешние вредные влияния –  $\gamma$ -облучение и внесение хлорида кадмия. В качестве ростовых характеристик использовали – длину основного корня, и относительную скорость роста (ОСР). Показана синбатность поведения параметров ОСР и фактора радиоемкости [2]

ной активности по радионуклиду-трассеру к общей его активности в воде (вода). В качестве трассера был выбран радиоактивный  $^{137}Cs$ , поскольку он химический аналог элемента калия и его поглощение отображает качество минерального питания растений. Перераспределение  $^{137}Cs$  между компонентами экосистемы легко отслеживать с помощью  $\gamma$ -спектрометра. После облучения растения помещали на 0,5 л. емкости с водопроводной водой, где они росли на протяжении 12-14 суток на установке с освещением, при чередовании дня и ночи. В воду всех опытных вариантов вносили раствор  $^{137}CsCl$  с активностью 3-5 кБк на 0,5 л. Все банки перед началом опыта обрабатывали раствором стабильного цезия с целью предотвращения сорбции ионов цезия стенками посуды.

Изменения поглощенной радиоактивности растений относительно трассера фиксировались ежесуточно. Поглощенная активность определялась с помощью измерения остаточной активности по  $^{137}Cs$  в воде. Для определения активности  $^{137}Cs$  использовали сцинтилляционный натрий-иодный детектор СЕГ-01.

Облучение 4-х дневных проростков кукурузы осуществляли на  $\gamma$ -установке «Исследователь» с кобальтовыми источниками. Мощность дозы составляла 0,08 Гр/с. Сумарные поглощенные объектом дозы были от 1 до 100 Гр, в зависимости от схемы эксперимента.

Для изучения роли процессов восстановления в изменении показателей радиоемкости применяли метод фракционирования дозы, а также фракционирования внесения в воду соли кадмия. Время между фракциями составляло, в зависимости от схемы опыта, 6, 10, 12, 24 или 48 час. Фракционирование токсичного влияния проводили путем раздела внесения раствора соли  $CdCl_2$  на две фракции. Таким образом, хлорид кадмия концентрацией 50 мкМ/л вносили в воду одинаковыми частями – по 25 мкМ со временем между фракциями 6, 10, 12 или 24 год, согласно схеме эксперимента. Таким образом изучалось независимое влияние каждого из факторов: острого  $\gamma$ -облучения растений и внесения хлорида кадмия; а также их ком-

При исследовании... показатели... зовали следующую схему экспериментов. Показатель... ного ответа биологического объекта на облучение в малой дозе проявляется в экспериментах, осуществляемых по схеме: малая доза (обычно 1 Гр) - облучения + $\Delta t$ (фракция) + острая доза (от 10 до 30 Гр). Малая доза является адаптирующей, высокая - тестирующей. Изменяя интервал времени  $\Delta t$  между облучениями в этих дозах, было определено время, на протяжении которого формируется повышенная радиоустойчивость (адаптивный ответ, или радиоадаптационный синдром), а также время, на протяжении которого хранится индуцированная радиоустойчивость. В работе по изучению закономерностей механизмов адаптации на модельной экосистеме для оценки состояния растений также использовали параметр радиоемкости, который адекватно реагировал как на процессы восстановления, так и на процессы адаптации.

**2. Методы математического моделирования.** В работе используются камерные модели разного типа экосистем. Двухкамерная модель для описания и моделирования результатов наших экспериментов на локальной модельной экосистеме – водной культуре растений кукурузы. Более сложные многокамерные модели использовались для описания радиозэкологических процессов в склоновых и горных экосистемах линейного типа. Для моделирования радиоемкости и перераспределения трассера (радионуклида  $^{137}\text{Cs}$ ) в реальных ландшафтах использовали методы аналитической ГИС-технологии.

Используя технические возможности программного продукта ESRI ArcGIS, нами была разработана модельно-аналитическая ГИС, которая позволяет анализировать и проводить прогнозы миграции загрязняющих веществ в экосистемах. Математической основой данной ГИС является разработанная нами математическая модель миграции веществ-загрязнителей в экосистемах. Основными информационными составляющими данной модели являются физико-химические и биохимические характеристики веществ-загрязнителей, а также природные и антропогенные условия окру-

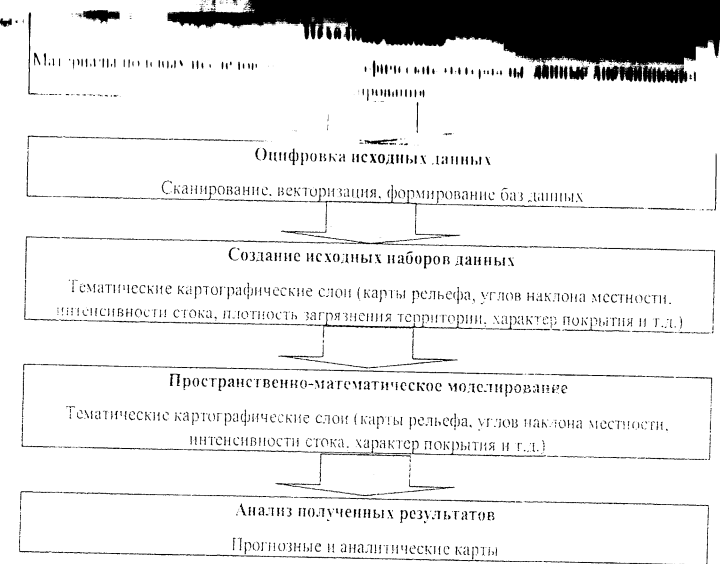


Рисунок 1. Основной алгоритм применения аналитической ГИС технологии, разработанный для наших исследований.

### Результаты и обсуждение

#### 1. Локальные экосистемы. Теоретические и экспериментальные исследования.

**1.1. Теоретическая часть. Представление о радиоемкости для простой двухкамерной экосистемы (озеро, водная культура растений).** На основе теоретического анализа и экспериментальных исследований нами предложено использовать такую меру как

вместе с основой двухкамерную модель окружающей среды (основная камера ОС (вода, почва и т.д.) и камеру биоты (наземные и водные растения, лес и т.д.)). Рассмотрим вариант озерной экосистемы.

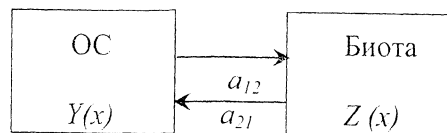


Рис. 2. Блок-схема простой камерной модели экосистемы.

Итак имеем две камеры (рис. 2), содержащие  $Y(x)$  и  $Z(x)$  радионуклидов, со временем  $x$ ;  $a_{12}$  - скорость поглощения радионуклидов трассеров (и пропорционально этому скорости поглощения питательных веществ, например, калия) и  $a_{21}$  - скорость их оттока в среду (в воду).

Камерная модель описывается в виде системы двух дифференциальных уравнений.

Допустим, что исходный запас радионуклидов в камере  $Y(x)$  составлял  $Y_0$  {Бк ( $^{137}\text{Cs}$ )}. Решение двух дифференциальных уравнений для данной модели есть:

$$Y(x) = \frac{Y_0}{a_{12} + a_{21}(a_{21} + a_{12} \exp[-(a_{12} + a_{21})x])} \quad (1)$$

$$Z(x) = \frac{Y_0 a_{21}}{a_{12} + a_{21}(\exp[-(a_{12} + a_{21})x])}$$

Когда время наблюдения велико, то можно рассчитать и оценить фактор радиоемкости для биоты и для воды следующим образом:

$$F_b = \frac{a_{12}}{a_{21} + a_{12}}; \quad F_w = \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}}. \quad (2)$$

Сравнивая эти уравнения, можно получить:

трассера (обозначим коэффициент поглощения  $Z$ ) и площадь поверхности равного питания калия пропорционально биомассе биоты и коэффициенту накопления в системе «вода-биота». Это означает, что чем выше биомасса биоты и коэффициент накопления трассера биотой, тем выше соотношение скоростей поглощения и оттока трассера, а значит и питательных веществ из воды в биомассу биоты. Хорошо видна связь параметра радиоемкости со скоростями поглощения и оттока.

Фактор радиоемкости определяет долю радионуклидов, удерживаемых в биотических и абиотических компонентах экосистемы. На примере озерной экосистемы можно отметить, что свое значение фактора радиоемкости имеет каждый компонент экосистемы: вода, донные отложения, биота водоема. Была построена модель и выведена следующая формула для расчетов фактора радиоемкости водоемов [1]:

$$F = \frac{kh}{H + kh}, \quad (4)$$

где  $k$  - коэффициент накопления "вода-донные отложения";  $h$  - толщина сорбирующего слоя в иле;  $H$  - средняя глубина водоема, а  $F$  показывает, какая часть радионуклидов, содержащаяся в водоеме, приходится на долю донных отложений ( $F$ ), а какая - на воду ( $1 - F$ ). Величину  $F$  назвали "фактором радиоемкости" водоема. Этот фактор не зависит от концентрации радионуклидов в воде  $C$  на большом интервале значений и позволяет рассчитывать степень загрязнения воды водоема, если известно количество поступивших в него радионуклидов и площадь его поверхности.

Фактор радиоемкости биотической составляющей водоема можно оценить по формуле (5):

$$F_b = \frac{PKH}{H + kh + PKH}, \quad (5)$$

где  $P$  - плотность биомассы в единице объема;  $K$  - коэффициент накопления "вода - биота" (4).

ми при действии количества факторов (интенсивности облучения) и химической природы (интенсивности гамма) на биоту экосистем (3). Показано, что данная модельная экосистема может быть использована для эквидозиметрических оценок комбинированного влияния химических и физических факторов при исследовании на модельной экосистеме (водной культуре растений). В частности, установлено, что воздействие тяжелого металла кадмия в концентрации 3-4 мкмоль/л соответствует, по биологическому эффекту и по влиянию на параметры радиоемкости, дозе острого  $\gamma$ -облучения в 1 Гр.

**Модель синергизма.** На основе моделей нами разработан параметр, который позволяет оценивать характер взаимодействия разных факторов - P - синергизм, аддитивность и антагонизм и определяется следующей формулой:

$$P = \frac{Z_{Cd+obl}}{Z_{Cd} \cdot Z_{obl}} \cdot Z_0 \quad (6),$$

где  $Z_0$  - отношение  $F_0/F_0$  контрольного варианта;  $Z_{Cd+obl}$  - отношение для комбинированного воздействия  $\gamma$ -облучения и хлорида кадмия;  $Z_{Cd}$  и  $Z_{obl}$  - отношение для независимых воздействий каждого из факторов.

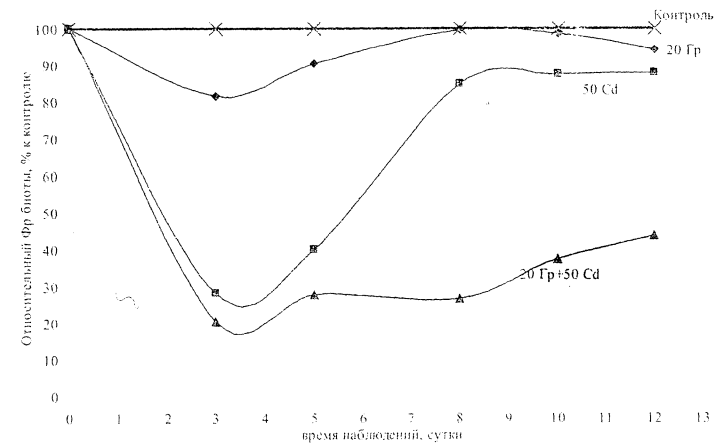
При  $P < 1$  - наблюдается синергизм в взаимодействии факторов, то есть факторы усиливают негативное действие друг друга (независимое действие каждого из факторов); при  $P > 1$  - антагонизм, то есть негативное воздействие одного фактора, уменьшается под действием другого (5).

Если экосистема состоит из двух камер - биота и вода, то формула радиоемкости для биоты и воды упростится:

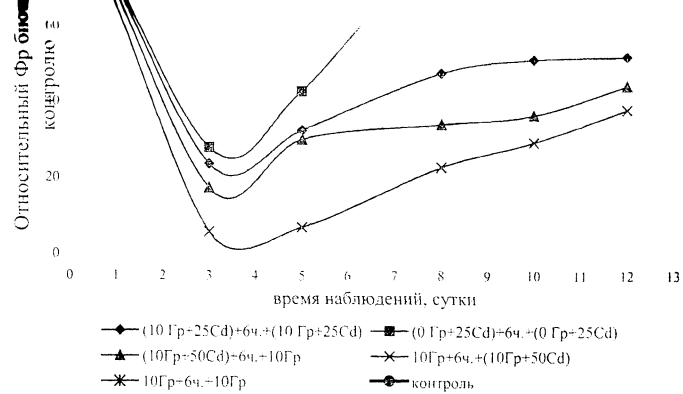
$$F_a = \frac{PK}{1+PK}, \quad F_w = \frac{1}{1+PK}, \quad \text{тогда} \quad Z = PK \quad (7)$$

Сравнение формулы (7) с формулой (3) показывает, что  $a_{12} / a_{21} = Z = PK$ . Таким образом, соотношение скорости поглощения и оттока радионуклидов в исследуемой модельной экосистеме - вод-

ной культуре растений кукурузы, который по отношению к водному трассеру ( $^{137}Cs$ ), является весьма чувствительным показателем состояния биоты, и коррелирует с изменениями ростовых показателей. Показано, что чем лучше проходит ростовой процесс, тем выше фактор радиоемкости биоты модельной экосистемы. Показано, что изменения параметров радиоемкости могут служить адекватным показателем распределения и перераспределения радионуклидов в экосистеме и мерой благополучия биоты в ней. Таким образом, показана применимость подхода с позиций моделей радиоемкости для анализа локальных экосистем (3).

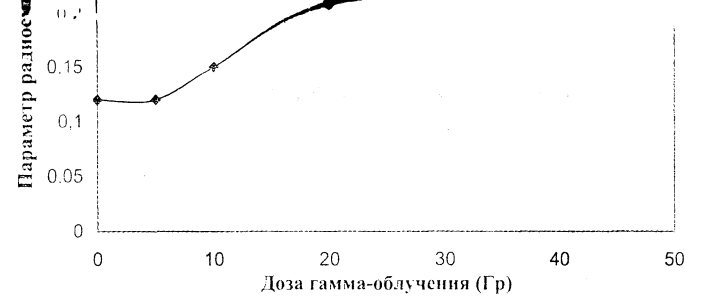


**Рисунок 3.** Поглощение  $^{137}Cs$  проростками кукурузы в процентном отношении к контролю при совместном действии острого  $\gamma$ -облучения (20 Гр) и внесения хлорида кадмия.

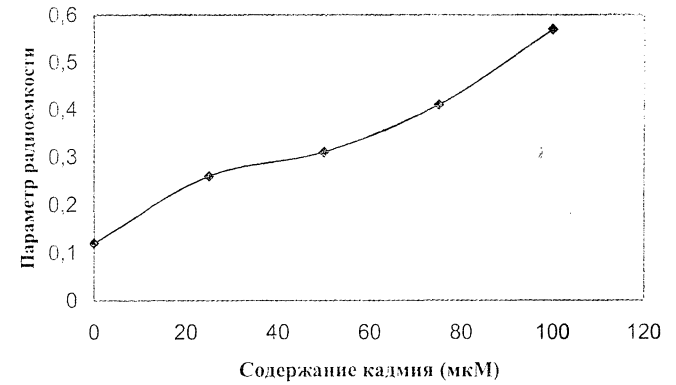


**Рисунок 4.** Динамика поглощения  $^{137}\text{Cs}$  проростками кукурузы при совместном действии фракционированного  $\gamma$ -облучения и внесения хлорида кадмия.

На рис. 5 и рис. 6 представлены зависимости фактора радиоемкости модельной экосистемы от дозы для разных стрессовых факторов.

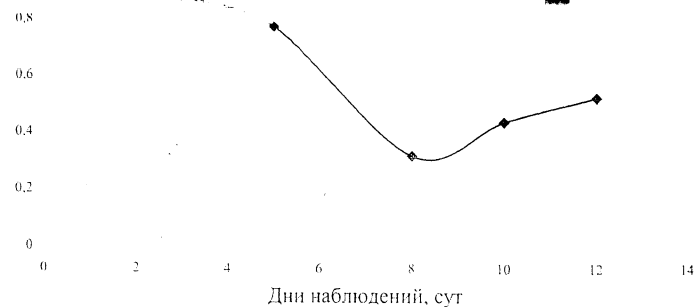


**Рисунок 5.** Зависимость фактора радиоемкости от дозы  $\gamma$ -облучения

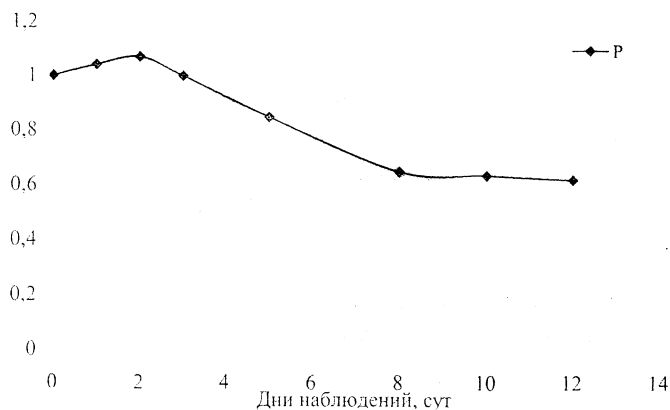


**Рисунок 6.** Зависимость фактора радиоемкости от содержания кадмия





**Рисунок 7.** Мера синергизма по показателю радиоемкости для варианта облученного остро 20 Гр и помещенного в среду 50 мкМ хлорида кадмия.

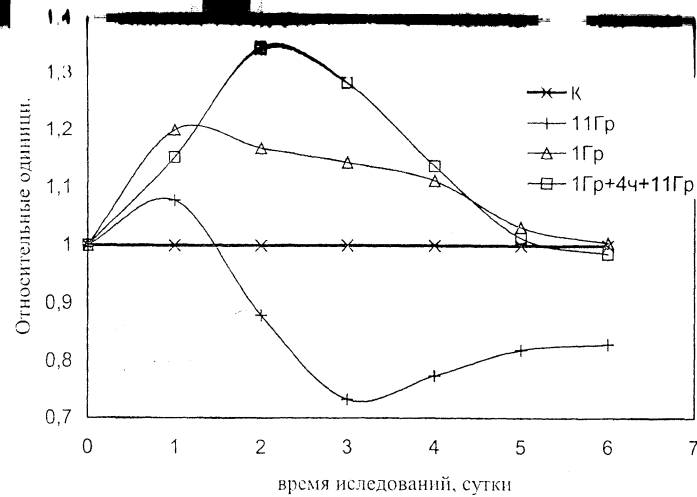


**Рисунок 8.** Мера синергизма по показателю радиоемкости для варианта облученного фракционировано 20 Гр и помещенного в среду с внесением фракционировано 50 мкМ (время фракционирования 6 час.)

ниями физическими или биологическими факторами. Прямые ухудшения среды могут выражаться для организмов в снижении способности к репродукции, гибели особей целых видов и разрушении экологических ниш, трофических цепей и деградации всего биоценоза. Степень разрушения, конечно, зависит от силы возмущающего фактора, а также от темпов ухудшения среды. Известно, что живые системы не являются пассивными перед лицом разного рода неожиданностей, они проявляют значительную пластичность, т.е. могут перестраивать свою структуру и метаболизм таким образом, что в конечном итоге эти возмущения становятся для них частично или даже полностью безвредными. В таких случаях говорят о способности организмов к адаптации, об их приспособляемости.

Изучение радиоадаптивного ответа биологического объекта на облучение в малой дозе проявляется в экспериментах, осуществляемых по схеме: малая доза +Δt + острая доза. Малая доза является адаптирующей, высокая - тестирующей. Изменяя интервал времени Δt между облучениями в этих дозах, определяют время, на протяжении которого формируется повышенная радиостойчивость (адаптивный ответ, или радиоадаптационный синдром), а также время, на протяжении которого хранится индуцированная радиостойчивость. В своей работе по изучению закономерностей механизмов адаптации на модельной экосистеме для оценки состояния растений мы предлагаем использовать параметр радиоемкости. Эксперимент проводился в условиях водной культуры кукурузы. 4-дневные проростки высаживались в 0.5 л емкости, куда добавлялся <sup>137</sup>Cs в качестве трассера.

На рис. 9 представлены данные эксперимента по схеме 1 Гр + 4-часа фракции +11 Гр. Мы определяли величину показателя радиоемкости (т.е. возможность растений накапливать трассер) в модельной экосистеме - водной культуре растений кукурузы. Видно, что, при облучении растений острой дозой 11 Гр значение параметра радиоемкости биоты по отношению к контрольному варианту со временем заметно падает и достигает значений 0,7 - 0,8. Со

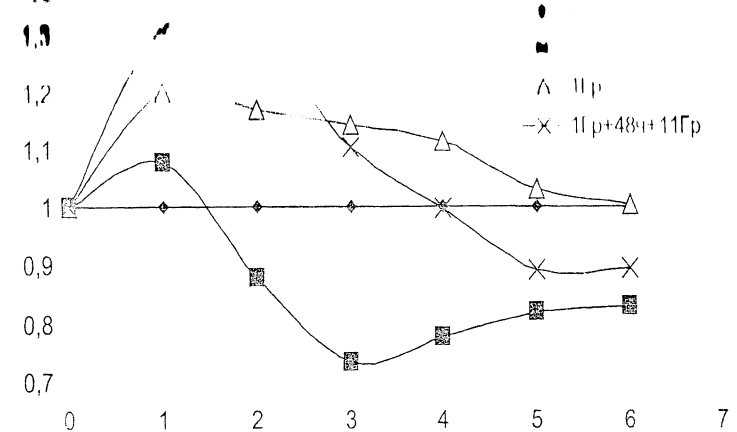


**Рисунок 9.** Зависимость фактора радиоемкости биоты от времени, в условиях облучения адаптирующей дозой 1Гр и тест-дозой гамма-излучения 11Гр с временным интервалом 4 часа (относительно необлученного контроля).

В варианте, где после адаптирующей дозы 1 Гр с временным интервалом 4 час растения облучить острой тестирующей дозой 11 Гр, мы получили четкий эффект адаптации.

Дальше мы исследовали зависимость эффекта адаптации от величины временного интервала между адаптирующей и тестирующей дозами  $\gamma$ -облучения.

На рис. 10. представлены данные эксперимента по схеме 1 Гр + 48час фракция +11 Гр. Видно, что если после адаптирующей дозы 1 Гр через 48 час. растения облучить острой тестирующей дозой 11 Гр, мы также получили эффект адаптации. Максимум эффекта соответствует изменению фактора радиоемкости, который составил до 35 % от контроля. При этом эф-



**Рисунок 10.** Зависимость фактора радиоемкости биоты от времени, в условиях облучения адаптирующей дозой 1 Гр и тест-дозой  $\gamma$ -излучения 11 Гр с временным интервалом 48 час (относительно необлученного контроля).

Исследуя различные физиологические и радиобиологические эффекты в условиях радионуклидного загрязнения и действия химических поллютантов, важно установить характер восстановительных процессов у растений и их вклад в формирование эффектов комбинированного действия стрессоров.

Для оценки вклада процессов восстановления на воздействие факторов  $\psi$  -радиации и тяжелых металлов), применялся метод фракционирования дозы острого облучения и внесения в среду соли тяжелого металла (кадмия). В наших предыдущих исследованиях было показано, что эффект фракционирования дозы облучения хорошо отображается на характере динамики, как ростовых параметров, так и в динамике фактора радиоемкости.

В эксперименте было проведено фракционирование радиационного и химического факторов. При этом соль хлорида кадмия вносили двумя порциями с соответственным часовым интервалом

Для исследования роли систем восстановления при комплексном воздействии радиационного и химического факторов был проведен количественный анализ роли систем восстановления в эффектах взаимодействия разных факторов, через их влияние на параметры радиоемкости.

На основе предложенной теоретической модели проведена количественная оценка взаимодействия радиационного и химического факторов при помощи коэффициента синергизма. Его оценку провели через отношения факторов радиоемкости (6).

Установлено, что процессы восстановления могут уменьшать эффект синергизма при комбинированном воздействии облучения и тяжелого металла.

### Теоретические исследования радиоэкологических процессов в склоновых экосистемах

Для исследования была выбрана типичная экосистема, что состоит из девяти камер: камера-лес, камера-опушка, камера-луг, камера-терраса, камера-пойма, камера-вода озера, камера-биота озера, камера-донные отложения озера, камера-человек (рис.11).

Взаимодействие между камерами задается с помощью коэффициентов перехода радионуклидов из одной камеры в другую за единицу времени в один год. Например,  $a_{67}$  - коэффициент перехода радионуклидов из камеры 6 (вода) в камеру 7 (биота). Данные коэффициенты выбраны по натурным исследованиям и зависят от крутизны склона, характеру покрытия (лес, трава и т.д.), типа почвы (чернозем, дерново-подзолистая, серая-лесная), объема стока, температуры воздуха, направления и силы ветра и других метеорологических параметров [6].

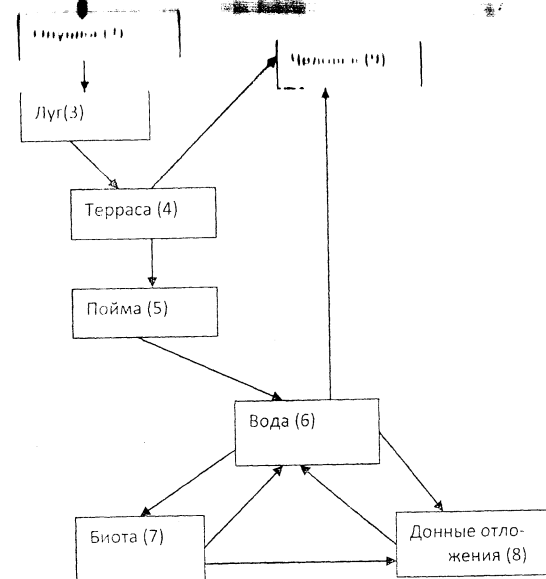


Рисунок 11. Блок-схема типичной склоновой экосистемы.

Рассчитанные по натурным данным значения коэффициентов приведены в табл. 1.

Таблица 1.

Коэффициенты перехода радионуклидов из камеры в камеру.

$a_{ij}$	Минимальные значения	Средние значения	Максимальные значения
$a_{12}$	0.01	0.03	0.05
$a_{23}$	0.05	0.1	0.15
$a_{34}$	0.1	0.15	0.2
$a_{45}$	0.1	0.2	0.3
$a_{56}$	0.2	0.3	0.4
$a_{67}$	0.3	0.5	0.7
$a_{78}$	0.03	0.05	0.07

Для анализа перехода радионуклидов из камеры в камеру в данном варианте расчета, были выбраны средние значения коэффициентов. Перенос радионуклидов из одной камеры в другую происходит по законам кинетики первого порядка, его описывают системой простых дифференциальных уравнений.

Распишем систему из девяти простых дифференциальных уравнений первого порядка с постоянными коэффициентами с учетом коэффициентов перехода радионуклидов с поправкой на их распад (8):

$$\begin{cases} \frac{dx(t)}{dt} = -0,06x(t), \\ \frac{dy(t)}{dt} = 0,03x(t) - 0,13y(t), \\ \frac{dz(t)}{dt} = 0,1y(t) - 0,18z(t), \\ \frac{dk(t)}{dt} = 0,15z(t) - 0,63k(t), \\ \frac{dl(t)}{dt} = 0,2k(t) - 0,33l(t), \\ \frac{dn(t)}{dt} = 0,3l(t) + 0,05o(t) + 0,07p(t) - 1,23n(t), \\ \frac{do(t)}{dt} = 0,5n(t) - 0,13o(t), \\ \frac{dp(t)}{dt} = 0,05o(t) + 0,6n(t) - 0,1p(t), \\ \frac{dm(t)}{dt} = 0,4k(t) + 0,1n(t) + 0,03m(t). \end{cases} \quad (8)$$

где переменные  $x, y, z, k, l, n, o, p, m$  - динамические удельные активности радионуклидов в камерах: лес, опушка, луг, терраса, пойма, вода, биота, донные отложения и человек,  $t$  - время.

Решив систему этих уравнений, получим решения в графическом виде (рис.12-13):

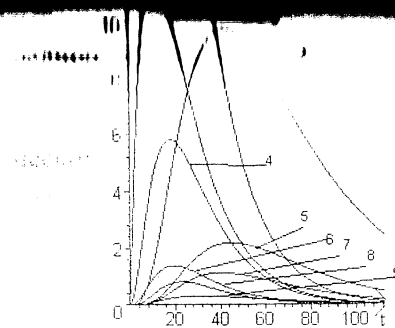


Рисунок 12. Распределение радионуклидов для камер склоновой экосистемы:

1 - камера-лес, 2 - камера-опушка, 3 - камера-человек, 4 - камера-луг, 5 - камера-донные отложения, 6 - камера-терраса, 7 - камера-биота, 8 - камера-пойма, 9 - камера-вода.

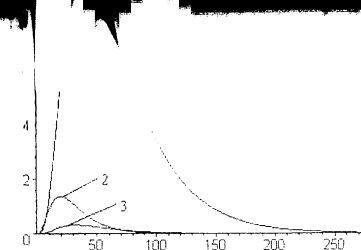


Рисунок 13. Распределение радионуклидов для отдельных камер:

1 - камера-человек, 2 - камера-терраса, 3 - камера-вода.

лов в определенный момент времени (табл. 2)

Таблица 2.

Накопление радионуклидов в камерах склоновой экосистемы (в процентах от общего запаса в экосистеме)

Камеры	Максимальная активность радионуклидов (%)	Время (годы)
опушка	12	12
Луг	6	20
Терраса	1.4	20
Пойма	0.82	24
Вода	0.32	30
Биота	1.16	44
его отложения	2.3	48
Человек	10	50

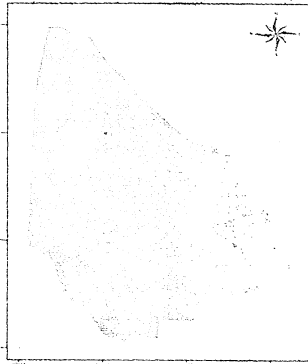
Как видно из таблицы 2, наибольшее накопление радионуклидов наблюдается в камере-опушка леса (12% от всего запаса в данной экосистеме) на 12-ый год после аварии и выброса, и в камере-человек (10% на 50-ый год), а самое меньшее в камере-вода (0.32% на 30-ый год). Поскольку землепользование человеком в склоновой экосистеме сводится практически к использованию воды и аграрной террасы, то целесообразно отдельно рассмотреть графики активности для камер: вода, терраса, человек (рис. 13). Здесь верхний график характеризует камеру-человек, следующий – камеру-терраса, последний – камеру-вода. Быстрее всего аккумулирует в себе радионуклиды- человек, за ней идет терраса, а потом вода. И хотя человек быстрее накапливает радионуклиды, доза на 20-й год после аварии ограничена (40% от возможной), что важно потому, что пик можно ждать на 50-ый год после аварии.

позволяющие оценить распределение и перераспределение радионуклидов методами теории радиоемкости, с применением камерных моделей. Исследования показывают, что скорость передвижения радионуклидов в ландшафте определяется, в основном, несколькими характеристиками: крутизна склона (P1), вид покрытия (P2), расчлененность ландшафта (P3), вертикальная (P4) и горизонтальная миграция (P5). Методами ранговой оценки была проведена оценка вероятности влияния этих показателей ландшафта на перераспределение радионуклидов. Каждый из показателей оценивается от 0→1. В силу независимости показателей ландшафта, общая оценка вероятности миграции радионуклидов по элементам ландшафта определяется как свернутая вероятность и рассчитывается по формуле  $P = P1 \times P2 \times P3 \times P4 \times P5$  [5].

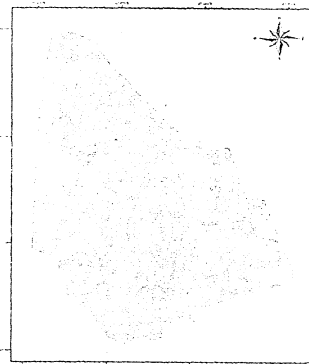
Особую проблему представляют реальные ландшафты, когда оценки параметров радиоемкости относятся к большим территориям, где действуют системы факторов, влияющих на перераспределение радионуклидов по биотическим и абиотическим компонентам экосистем. Определены главные факторы влияния на параметры радиоемкости - крутизна склонов, вид растительного покрытия поверхности, скорости стока, тип почвы. Известно из натурных исследований процессов движения радионуклидов по склоновым системам и процессов эрозии почв при действии поверхностного стока, что интенсивность стока резко возрастает с крутизной склона. По нашим оценкам и литературным данным, при величине крутизны склона в P-3° вероятность стока за год составляет 0,01-0,05 от запаса на данном участке склона, а при крутизне склона в 25-30° вероятность стока радионуклидов и других поллютантов может достигать 0,7-0,9.

С использованием технических возможностей программного продукта ESRI ArcGIS, была разработана модельно-аналитическая ГИС, которая позволяет анализировать и проводить прогнозы миграции загрязняющих веществ в экосистемах. Математической основой данной ГИС является разработанная нами математическая

...химические характеристики веществ-загрязнителей, а также природные и антропогенные условия окружающей среды. Анализ исходных данных позволяет нам выйти на ключевые блоки нашей модели - показатели скоростей вноса и выноса загрязнителей в экосистемах.



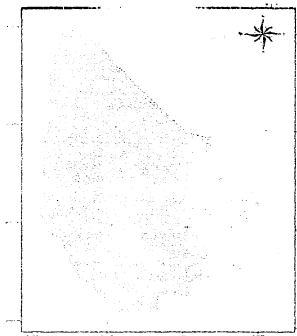
**Рисунок 14.** Расчет параметров радиоемкости полигона «Лесники» (Конча-Заспа, Киев)



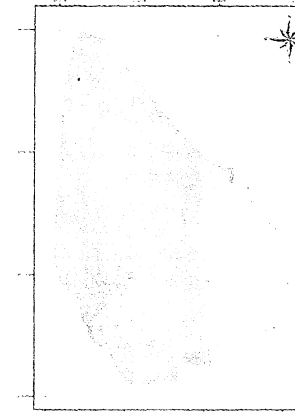
**Рисунок 15.** Карта рельефа полигона «Лесники» (Конча-Заспа, Киев)



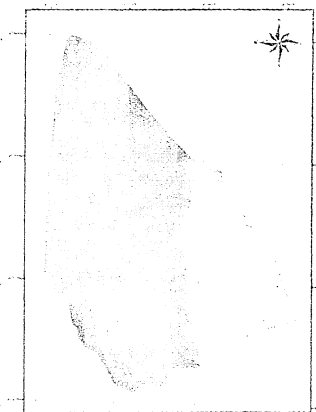
**Рисунок 16.** Исходное загрязнение «Лесники» (Конча-Заспа, Киев)



**Рисунок 17.** Распределение  $^{137}\text{Cs}$  на полигоне «Лесники» (Конча-Заспа, Киев) (19 лет спустя после аварии)



**Рисунок 18.** Распределение  $^{137}\text{Cs}$  на полигоне «Лесники» (Конча-Заспа, Киев) 20 лет спустя после аварии



**Рисунок 19.** Распределение  $^{137}\text{Cs}$  на полигоне «Лесники» (Конча-Заспа, Киев) 30 лет спустя после аварии

ни, на берегу реки. На рис. 19 показана карта радионуклидов ландшафта исходного положения и структуры его рельефа. Используя параметры, управляющие перераспределением радионуклидов в ландшафте, мы построили карту исходного равномерного загрязнения ландшафта  $^{137}\text{Cs}$  (рис.16), и карту перераспределения радионуклидов через 10 лет после аварии (рис.17). Процесс ожидаемого через 10 лет перераспределения поллютанта (рис. 17), должен усилиться через 20 лет (рис.18), а через 30 лет после аварии прогнозная карта (рис.19) показывает выраженное концентрирование радионуклидов в зонах понижения ландшафта.

Кроме оценочных и прогнозных карт, разработанная нами методика предоставляет возможность проводить реконструкцию процесса загрязнения территории, а также, по результатам точечных замеров, полученных в полевых условиях, осуществлять экстраполяцию показателей загрязнения на весь район исследований.

#### Экологическое нормирование радиационного воздействия на биоту экосистем

Разработка системы экологических нормативов на допустимые сбросы и выбросы поллютантов в биоту экосистем требует создания специальных моделей. В существующей системе гигиенического нормирования действуют относительно простые подходы и модели оценки допустимых уровней загрязнения воздуха, воды и продуктов питания. Достаточно наладить их контроль и выполнение гигиенических нормативов может быть обеспечено. Задача установления экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения биоты намного сложнее.

Для того чтобы ограничить дозу воздействия на биоту в структуре экосистемы необходимо установить динамику и закономерности распределения и перераспределения поллютантов по компонентам конкретных экосистем для определения критического звена биоты, где следует ожидать депонирования наибольшего количества поллютантов и/или наивысшего уровня дозы воздействия, и где могут быть наибольшие негативные эффекты влияния на биоту.

Таблица 1.  
Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах

Номер дозового предела	Зона	Мощность дозы, Гр/год
1	Зона радиационного благополучия	< 0,001-0,005
2	Зона физиологической маскировки	0,005-0,05
3	Зона экологической маскировки	
3.1	наземные животные	0,05-0,4
3.2	гидробионты и наземные растения	0,05-4
4	Зона явных экологических эффектов	
4.1	а) драматических для наземных животных	>0,4
4.2	б) драматических для гидробионтов и наземных растений	>4
4.3	в) катастрофических для животных и растений	100

заметных биологических реакций можно ожидать при мощностях дозы приблизительно 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для растений и гидробионтов. Предлагается этому уровню мощности дозы поставить в соответствие экологический норматив на допустимые уровни загрязнения биоты  $^{137}\text{Cs}$ , когда экологический риск может составить единицу. Речь может идти о том, что при таких дозах возможно угнетение и подавление роста биомассы биоты в экосистеме и заметное ухудшение кондиционирующей функции, т.е способности к очистке и самоочистке среды обитания. По дозиметрической модели для дикой биоты, разработанной Б.Амиро [8] эта доза соответствует содержанию в биоте  $^{137}\text{Cs}$ , с удельной радиоактивностью примерно, в 600 кБк/кг биомассы (Таблица 2).

Радио- нуклид	Внутреннее облучение Гр/год/Бк/кг	Внешнее облучение			
		вода Гр/год/Бк/м <sup>3</sup>	воздух Гр/год /Бк/м <sup>3</sup>	Почва Гр/год/Бк/ кг	вегетация Гр/год/Бк/кг
<sup>137</sup> Cs	4,1 · 10 <sup>6</sup>	2,7 · 10 <sup>6</sup>	1,72 · 10 <sup>6</sup>	4,02 · 10 <sup>6</sup>	1,72 · 10 <sup>6</sup>
<sup>131</sup> I	2,88 · 10 <sup>6</sup>	0	0	0	0
<sup>90</sup> K	3,44 · 10 <sup>6</sup>	1,76 · 10 <sup>6</sup>	1,43 · 10 <sup>6</sup>	2,64 · 10 <sup>6</sup>	1,43 · 10 <sup>6</sup>
<sup>32</sup> P	3,52 · 10 <sup>6</sup>	1,57 · 10 <sup>6</sup>	1,43 · 10 <sup>6</sup>	2,36 · 10 <sup>6</sup>	1,43 · 10 <sup>6</sup>
<sup>241</sup> Am	2,86 · 10 <sup>6</sup>	1,48 · 10 <sup>10</sup>	7,73 · 10 <sup>8</sup>	2,22 · 10 <sup>7</sup>	7,73 · 10 <sup>8</sup>
<sup>239</sup> Pu	2,64 · 10 <sup>6</sup>	3,72 · 10 <sup>12</sup>	2,35 · 10 <sup>8</sup>	5,58 · 10 <sup>8</sup>	2,35 · 10 <sup>8</sup>
<sup>90</sup> Sr	9,92 · 10 <sup>7</sup>	3,07 · 10 <sup>10</sup>	2,83 · 10 <sup>7</sup>	4,61 · 10 <sup>7</sup>	2,83 · 10 <sup>7</sup>
<sup>222</sup> Rn	1,12 · 10 <sup>6</sup>	8,91 · 10 <sup>9</sup>	6 · 10 <sup>6</sup>	1,43 · 10 <sup>5</sup>	6 · 10 <sup>6</sup>
<sup>14</sup> C	2,5 · 10 <sup>7</sup>	6,51 · 10 <sup>12</sup>	6,01 · 10 <sup>9</sup>	9,77 · 10 <sup>9</sup>	6,01 · 10 <sup>9</sup>

Это достаточно высокий уровень радиоактивного загрязнения биоты экосистемы, при котором может наблюдаться угнетение и гибель биоты, т.е уменьшаться биомасса биоты и ее способность кондиционировать среду обитания. Именно эти свойства биоты в первую очередь определяют жизнеспособность всей экосистемы.

Используем для оценки экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения биоты экосистем <sup>137</sup>Cs, метод камерных моделей [9]. Для примера рассмотрим относительно простую, изученную нами, склоновую экосистему в виде 9 камер: на вершине склона – Лес – далее опушка леса – каменистый участок – луг – сельскохозяйственная терраса – вода озера – донные отложения озера – биота водной толщи – биота донных отложений (Рис 11).

Используя натурные данные и результаты расчетов по разработанным нами моделям радиоемкости [4,10,11] данной склоновой экосистемы (рисунок 11-13), можно определить удельные значения радиоактивности по <sup>137</sup>Cs в каждой из компонент биоты исследуемой экосистемы. Используя данные о Кн (коэффициентах накопления) <sup>137</sup>Cs, моделей радиоемкости разных составляющих данной экосистемы и результатов камерной модели исследуемой экоси-

стемы практически невозможно. Поэтому мы выполним следующий расчет. Допустим, что начальный уровень поступления радионуклидов <sup>137</sup>Cs в верхний уровень экосистемы составляет 1 МБк. С помощью камерной модели исследуемой экосистемы и моделей радиоемкости [4,11] (рис 11- 13), проведем расчет того какая часть радионуклидов и какая доза облучения биоты и концентрация радионуклидов <sup>137</sup>Cs будет формироваться в разных элементах среды обитания (таблица 3). Установив уровни загрязнения биоты в разных камерах по модели Б.Амиро, можно оценить дозовые нагрузки на биоту исходя из общего уровня поступления радионуклидов <sup>137</sup>Cs в 1 МБк.

Ясно, что эти дозы будут малыми по сравнению с предлагаемым пределом дозы в 4 Гр/год на биоту. Далее решая простую пропорцию мы можем определить пределы поступления радионуклидов <sup>137</sup>Cs в камеру – Лес, при условии что мощность дозы не превышает значения в 4 Гр/год. При этом видно, что наибольшие дозовые нагрузки ожидаются в биоте донных отложений биоты озера. Из таблицы 3 следует, что в зависимости от Кн – донной биоты, уровни допустимого радионуклидного загрязнения (экологические нормативы на допустимый сброс радионуклидов <sup>137</sup>Cs) леса заметно меняются от значений в сотни Ки до единиц. Это означает, что: 1) критическая биота донных отложений может резко ограничить величину экологического норматива; 2) радионуклидному загрязнению может подвергаться не только верхний участок склоновой экосистемы, но и другие нижележащие камеры склоновой экосистемы. При этом жесткость экологического норматива на допустимые уровни сброса радионуклидов заметно возрастает при ситуации, когда радионуклидному загрязнению <sup>137</sup>Cs подвергаются нижние уровни склоновой экосистемы – луг, терраса. Чем ниже по склону происходит загрязнение склоновой экосистемы, тем меньше допустимый уровень поступления радионуклидов в исследуемую склоновую экосистему.



экосистемы и допустимого годового сброса в зависимости от значений Кн, для биоты бентоса (при расчетном значении поступления в лес 1 МБк  $^{137}\text{Cs}$ ).

Дозы от компонент озерной экосистемы, которые действуют на биоту	Кн. – биоты донных отложений озера(бентоса)					
	1	10	100	1000	10000	100000
От воды	5,4-9*	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9
От донных отложений	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8
От вегетирующей биомассы озера	1,4-8	1,4-7	1,4-6	1,4-5	1,4-4	1,4-3
Внутренняя доза	3,3-8	3,3-7	3,3-6	3,3-5	3,3-4	3,3-3
Суммарная доза на биоту	5,2-8	4,8-7	4,7-6	4,7-5	4,7-4	4,7-3
Допустимый сброс в лес $^{137}\text{Cs}$ при условии, что доза в донной биоте озера не превысит 4Гр/год	7,7 + 13 Бк	8,4 + 12 Бк	8,4 + 11 Бк	8,5 + 10 Бк	8,5 + 9 Бк	8,5 + 8 Бк
	2100 Ки	220 Ки	22 Ки	2,3 Ки	0,23 Ки	0,023 Ки
Допустимый сброс в лес $^{90}\text{Sr}$ при условии, что доза в донной биоте озера не превысит 4Гр/год	2,9 + 14 Бк	3,8 + 13 Бк	3,9 + 12 Бк	3,9 + 11 Бк	3,9 + 10 Бк	3,9 + 9 Бк
	7800 Ки	1020 Ки	105 Ки	10,5 Ки	1 Ки	0,1 Ки

\* Запись в таблице расчетов 5,4-9 - означает  $5,4 \cdot 10^{-9}$ .  
И так все остальные данные.

Анализируя результаты расчетов представленные в таблице 3 следует подчеркнуть, что в последних двух строках сделан перерасчет допустимых уровней сброса радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в озеро с помощью простой пропорции: при поступлении 1МБк в лес – суммарная доза на биоту составляет всего  $4,7 \cdot 10^{-3}$  Гр/год. Исходя из экологического норматива в 4 Гр/год, допустимый уровень сброса в лес составит –  $1\text{МБк} \times 4\text{Гр} / 4,7 \cdot 10^{-3} \text{Гр} = 851 \text{МБк} = 8,5 \cdot 10^{+8} \text{Бк}$ . Таким образом экологический норматив на допустимый уровень поступления  $^{137}\text{Cs}$  в первый год после аварии, при

количестве  $^{137}\text{Cs}$  в озеро, критической для данной экосистемы, будут ограничены уровни экологически приемлемых уровней сброса и выброса радионуклидов даже не верхнем участке склона. В ситуациях поступления радионуклидов в нижележащие участки склона, допустимый экологический норматив на их загрязнение радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$ , будет заметно ниже. При этом нетрудно посчитать, что гигиенические нормативы на воду озера как питьевую (2 Бк/л) при таких экологических нормативах никогда не будет превышен. Тоже самое можно показать, что уровни загрязнения травы на лугу, кормовых трав на террасе, при уровне поступления радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в лес на уровне 2,3 Ки или 0,23 Ки, никогда не приведут к получению молока от коров выпасаемых на этом лугу и/или в результате откорма коров кормовыми травами на террасе, к превышению гигиенического норматива на загрязнение молока в 100Бк/л. Тоже самое касается уровней загрязнения овощей от использования воды озера для их орошения, также не приведут к превышению гигиенического норматива на загрязнение овощей радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$ , в 100 Бк/кг. Таким образом в данной реальной ситуации радионуклидного загрязнения склоновой экосистемы  $^{137}\text{Cs}$ , предлагаемые экологические нормативы на допустимые уровни сброса и выброса радионуклидов заметно ниже, чем гигиенические нормативы действующие в данной склоновой экосистеме.

Известно, что современная действующая экологическая парадигма состоит в том, что если экологическая ситуация в конкретной экосистеме благоприятна для человека, то экологическая ситуация для дикой биоты тем более будет благоприятна. Проведенный здесь конкретный анализ по расчету экологического норматива на допустимые уровни радионуклидного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ , для близкой к реальной, склоновой экосистеме показывает, что эта парадигма не всегда верна. Можно полагать, что экологические нормативы на допустимые уровни загрязнения поллютантами реальных экосистем, могут быть более жесткими, чем человеческие ги-

биоты человека. При этом нормативы для воздуха, питьевая вода и продукты питания. Таким образом, эти нормативы делаются и рассчитываются однократно и только изредка уточняются.

Показано, что разработка экологических нормативов на предельно допустимые уровни сброса и выброса поллютантов в разные типы экосистем, а значит и обеспечение экологической безопасности, требуют специальных усилий и моделей. Сложность проблемы состоит в том, что даже для одной и той же экосистемы (например, склоновая экосистема) экологический норматив будет разным в зависимости от значений  $K_n$  – биоты донных отложения в зависимости от распределения поллютантов по компонентам экосистемы и т.д. Сложность задачи возрастает при анализе и расчете экологических нормативов для разных типов экосистем, особенно объединенных в сложные составные ландшафтные экосистемы. Это может означать, что экологическое нормирование, коль скоро оно будет разработано, потребует значительных теоретических и экспериментальных усилий.

В общем виде алгоритм разработки экологических нормативов должен состоять из следующих основных шагов:

1. Оценка спектра и объема загрязнения реальной экосистемы. Ясно, что для каждого из поллютантов и разных объемов загрязнения расчет нужно проводить отдельно.
2. Оценка структуры экосистем ландшафта, попавшего под загрязнение поллютантами. Определение типов экосистем, составляющих данный ландшафт.
3. Моделирование всех имеющихся типов экосистем методами камерных моделей и моделей экологической емкости и радиоемкости с целью определения критических составляющих биоты экосистем и оценки дозовых нагрузок на них.
4. Составление комбинации моделей экосистем, образующих исследуемый загрязненный ландшафт, для установления определяющей критической биоты в этом ландшафте, где могут формироваться наибольшие критические дозы и уровни влияния на биоту.

... критическое место депонирования поллютантов и критическую биоту в ландшафте, можно рассчитать экологический норматив для каждого из поллютантов в данном реальном ландшафте, превышение которого способно привести к необратимым последствиям для биоты и изменить характеристики ландшафта.

6. Установив критическое место депонирования поллютантов и критическую биоту в ландшафте, можно рассчитать экологический норматив для каждого из поллютантов в данном реальном ландшафте, превышение которого способно привести к необратимым последствиям для биоты и изменить характеристики ландшафта.

Особую проблему представляют реальные ландшафты, когда оценки параметров радиоемкости относятся к большим территориям, где действуют системы факторов влияющих на перераспределение радионуклидов по биотическим и абиотическим компонентам экосистем. Определены главные факторы влияния на параметры радиоемкости - крутизна склонов, вид растительного покрытия поверхности, скорости стока, тип почвы. Известно из натурных исследований за процессами движения радионуклидов по склоновым системам, и за процессами эрозии грунтов при действии поверхностного стока, что интенсивность стока резко возрастает с крутизной склона. По нашим оценкам и литературным данным, при величине крутизны склона в  $1-30^\circ$  вероятность стока за год составляет 0.01-0.05 от запаса на данном участке склона, а при крутизне склона в  $25-30^\circ$ , вероятность стока радионуклидов и других поллютантов может достигать значений 0,7-0,9. Использование аналитической ГИС технологии позволило нам построить карты радиоемкости реального ландшафта. По ним может быть получена оценка мест депонирования трассера и возможного формирования критических доз облучения биоты, которые превышают значения их радиоемкости. Тем самым могут быть определены экологические нормативы на допустимые уровни загрязнения уже целых ландшафтных экосистем [12].

При этом ясно, что для различных поллютантов будут оценены свои экологические нормативы на допустимые уровни их сброса и выброса в реальный исследуемый ландшафт. При комбиниро-

уровнями радионуклидов типа, потребуются уточненные экологические нормативы для каждого из них -ЭН<sub>i</sub>. Условие не превышения экологического норматива для всего ландшафта в целом будет выполнено если выполняется неравенство ( 1), когда сумма таких i-дробей будет :

$$\sum P_i / ЭН_i \leq 1 \quad (9)$$

меньше единицы. При этом следует подчеркнуть, что по отношению к разным поллютантам, ЭН<sub>i</sub> , могут быть различными и относится к разным критическим составляющим биоты. При изменении площади загрязнения и/или спектра поллютантов, потребуются новый анализ и расчет по вышеприведенному алгоритму. Очевидно, что единого экологического норматива на допустимые уровни сброса и выброса разных поллютантов в различные ландшафты практически быть не может.

Реально для каждого опасного химического или радиационного объекта (АЭС, например) и/или другого производства, расположенного в конкретном ландшафте, потребуется специальный анализ, моделирование и расчет экологических нормативов на допустимые уровни сброса и выброса поллютантов в окружающую среду. При этом расчет экологических нормативов должен быть произведен для нормального режима эксплуатации опасного объекта и,особенно, аварийного режимов работы. Необходимый элемент расчета, это оценка экологических нормативов для ситуации проектных и запроектных аварий. Только выполнение таких экологических нормативов на допустимые выбросы и сбросы поллютантов с обязательным включением подобных расчетов и анализа в ОВОС (оценка влияния на окружающую среду) позволит защитить персонал, население и биоту от опасных воздействий реального объекта. Ясно, что выполнения одних действующих гигиенических нормативов на загрязнение воздуха, питьевой воды и продуктов питания, будет недостаточно. Как показали наши исследования выполнение гигиенических нормативов, недостаточно для обеспечения экологической безопасности влияния различных опасных объектов на ОС. Только одновременное выполнение гигиенических и экологических нормативов на допустимые уровни сброса и вы-

1. Развиваемая нами теория радиоемкости экосистем позволяет адекватно описать закономерности миграции и распределения радионуклидов для разных типов экосистем водоемов и суши. Теория и модели радиоемкости позволяют строго определять критические элементы экосистемы, где следует ожидать временного или конечного депонирования радионуклидов.

2. На основе шкалы дозовых нагрузок на экосистемы и их элементы удалось оценить предельные концентрации радионуклидов (экологические нормативы), выше которых можно ожидать заметного влияния на структуру, биологические характеристики и параметры радиоемкости экосистем.

3. Закономерности перераспределения радионуклидов-трассеров в разных типах экосистем, описываемые моделями радиоемкости, позволили на основе экологического нормирования определить предельно-допустимые сбросы и выбросы радионуклидов в конкретные виды экосистем.

4. В конкретно выбранных экосистемах (пруд, водоем-охладитель, лес и т.д.) экологически обоснованный предельно-допустимый сброс и выброс радионуклидов в экосистему определяется не только и не столько исходным радионуклидным загрязнением экосистемы, сколько динамикой перераспределения радионуклидов и реальными параметрами радиоемкости экосистемы.

5. Предлагаемый метод определения экологически обоснованных предельно-допустимых радионуклидных загрязнений экосистем и их компонентов может служить теоретической основой для системы экологического нормирования сбросов и выбросов разных поллютантов в окружающую среду,

6. Подход на основе применения биогенных трассеров позволяет в рамках теории и моделей радиоемкости одновременно оценивать процессы миграции радионуклидов, определять дозовые нагрузки на биоту экосистем, и устанавливать фундаментальные па-

поллютантов в почвах типах...  
7. Опираясь на локальные модели и теорию радиоэкологии элементов ландшафта, мы разработали метод применения аналитической ГИС-технологии для оценки и прогноза перераспределения поллютантов в реальных ландшафтах.

8. Модели радиоемкости экосистем позволяют адекватно определять экологические нормативы на допустимые сбросы и выбросы радионуклидов в различного типа экосистемы.

### Литература

1. *Агре А.Л., Корогодин В.И.* «О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме» // Мед. радиология. – 1960. – № 1. – С. 67-73.;

2. *Кутлахмедов Ю.А., Поликарпов Г.Г., Корогодин В.И.* « Принципы и методы оценки радиоемкости экологических систем» // Эвристичность радиобиологии: Киев: Наук. думка, 1998. - с. 109-115.;

3. *Пчеловская С.А., Кольцова Е.Ю., Кутлахмедов Ю.А.* «Исследование и моделирование радиоемкости экосистем»// Збірник наук. праць Інституту ядерних досліджень – 2004. – № 2 (13). – С. 96-104.;

4. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Кольтовер В.К.* «Основы радиоекології» – Киев: Вища шк. 2003.–319 с.;

5. *Кутлахмедов Ю.А., Д.М. Гродзинский, А.Н. Михеев, В.В. Родина.* «Методы управления радиоемкостью» Методическое пособие, 2006 г, 172 с. Киев, КГУ.

6. *Кутлахмедов Ю.А.* «Медико-биологические последствия Чернобыльской аварии. Ч.1. Долгосрочные радиоекологические проблемы Чернобыльской аварии и контрмеры» - Киев: МЕДЭКОЛ, 1998.- 172 с.

7. *Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г.* «Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле ». Радиационная биология. Радиозкология. – 1995. – Т. 35, № 4. – С. 536–548.

9. *Георгиевский В.В.* «Моделирование радиоекологических процессов в экосистемах.» К.: Наукова думка, 1993. – 234 с.

10. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И.* «Проблемы загрязненных радионуклидами больших территорий» // Мед. Радиология, 1994. – Т.38, № 8. – С. 5–11.

11. *Петрусенко В.П., Кутлахмедов Ю.О.* «Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів у типовій екосистемі схилів для ландшафтів України» // Вісник НАУ. – 2006. – № 2. – С.134–136.

12. *Кутлахмедов Ю.О., Корогодин В.И., Родина В.В., Матвеева И.В., Петрусенко В.П., Саливон А.Г., Леньшина А.* «Теория и модели радиоемкости в современной радиозкологии» /в сб. Радиозкология : итоги, современное состояние и перспективы. Сборник материалов Международной конференции, Москва 3-5 июня 2008, с.177-193.