

## ВКЛАД РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ В РАЗВИТИЕ СОВРЕМЕННОЙ ЭКОЛОГИИ

*Показано, что разработка экологических нормативов на предельно-допустимые уровни сброса и выброса загрязнителей 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 отложений в зависимости от распределения загрязнителей по компонентам экосистемы и т. д.*

**Ключевые слова:** радиоемкость, экосистема, биота, экологическая безопасность, загрязнители.

*Показано, що розробка екологічних нормативів на гранично-допустимі рівні скидання і викиду забруднювачів у різні типи екосистем, а значить і забезпечення екологічної безпеки, вимагають спеціальних зусиль і моделей. Складність проблеми полягає в тому, що навіть для однієї і тієї ж екосистеми (наприклад, схилової екосистеми) екологічний норматив буде різним у залежності від значень  $K_n$ -біоти донних відкладення в залежності від розподілу забруднювачів по компонентах екосистеми і т. д.*

**Ключові слова:** радіоемність, екосистема, біота, екологічна безпека, забруднювачі.

*It is shown that the development of environmental regulations on the maximum - allowable levels of discharge and emission of pollutants in different types of ecosystems, and thus environmental security, require special efforts and models. The complexity of the problem is that even for the same ecosystem (eg, slope ecosystem) environmental standard will vary depending on the values of  $K_n$ -Biota bottom sediments, depending on the distribution of pollutants on the ecosystem components, etc.*

**Key words:** radiocapacity, ecosystem, biota, the environmental safety of, pollutant.

Теоретическая радиоэкология не обладала заметным выбором моделей и параметров пригодных для оценок и расчетов радиоэкологических процессов в разного типа экосистемах. Кыштымская и, особенно, Чернобыльская авария показали четкую необходимость развития именно теоретических исследований в данной области. Доминирующие исследования по мониторингу радионуклидных загрязнений в экосистемах, конечно необходимы, но не достаточны, и без использования широкого круга теоретических моделей не позволяют делать заметных обобщений и для продуктивного использования обилия имеющихся данных по мониторингу.

### 1. Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии

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 многих биологов, радиобиологов, радиоэкологов.

Представление о факторе радиоемкости, предложенное Агре и Корогодиным в 1960г. 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 (1-3).

Таким образом предложен новый подход к оценке состояния биоты экосистемы – по поведению параметра радиоемкости. Здесь радиоемкость определя-

ется нами как предельное количество радионуклидов, которое по своему дозовому воздействию еще не способно нарушить основные функции биоты: способность сохранять биомассу и кондиционировать среду обитания. Построены модели радиоемкости экосистем и предложены параметры, способные адекватно реагировать на воздействие разных факторов ( $\gamma$ -облучения, тяжелых металлов). По результатам проведенных экспериментов предложенные параметры оказались способными четко отображать влияние факторов на биоту и опережать по своим реакциям биологические ростовые показатели. Показано, что реакция параметров радиоемкости может служить в качестве экологического термометра, измеряющего состояние и благополучие биоты, и быть мерой для эквидозиметрической оценки влияния радиационного и химического факторов. Разработаны модель и параметр для оценки синергизма действия комбинированных факторов. Показано, что в динамике роста биоты в экосистемах характер взаимодействия разных факторов меняется от синергизма до антагонизма. Далее нами показана ведущая роль процессов восстановления при действии на биоту радиационного и химического факторов.

После Чернобыльской аварии такой трассер является неизбежным спутником в жизни биологи-

$$F = \frac{kh}{H + kh}, \quad (1)$$

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

$$F_0 = \frac{PKH}{H + kh + PKH}, \quad (2)$$

где  $P$  – плотность биомассы в единице объема;  $K$  – коэффициент накопления «вода – биота».

Если, для примера, рассчитать  $F_0$  для реальной ситуации, когда  $P$  составляет  $10 \text{ г/м}^3$ , средний коэффициент накопления  $K = 10^4$ , средняя глубина водоема  $H = 6 \text{ м}$ ,  $h = 0,1 \text{ м}$ ,  $k = 800$ , то мы получим значение радиоемкости  $F_0$  близкое к  $0,9$ , когда практически все поступившие в водоем радионуклиды попадают в биомассу биоты (7). При отмирании биоты или десорбции радионуклидов-трассеров они переходят в воду и донные отложения.

$$F_k = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - F_i). \quad (3)$$

Анализ этой формулы показывает, что чем большее число водоемов задействовано в каскаде, тем выше его радиоемкость. Общая радиоемкость каскада всегда выше, чем радиоемкость самого лучшего из входящих в него водоемов.

Нами разработаны и построены модели для оценки параметров радиоемкости разных типов экосистем – наземных, водных, лесных, горных, луговых

и городских экосистем. Исследования показали, что распределение и перераспределение данного трассера в водных и наземных экосистемах четко реагирует на все существенные внешние влияния (климат, паводки, контрамеры и т. п.), а также на разные типы загрязнителей (тепловые сбросы, дозы облучения, химические поллютанты и т. п.). При этом было показано, что ни одно существенное влияние на экосистему не может не отразиться на распределении трассера и на параметрах радиоемкости по нему. Такой подход, развиваемый в наших исследованиях, позволит, по нашему мнению, применить параметры радиоемкости для эквидозиметрической унифицированной оценки действия самых разных факторов на биоту экосистем. На этой основе нами предложен метод экологического нормирования для определения допустимых уровней воздействия поллютантов на биоту экосистем.

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.

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

Рассмотрим каскад из нескольких водоемов, каждый из которых характеризуется своими параметрами  $k_1, k_2, k_3, \dots, H_1, H_2, H_3, \dots, S_1, S_2, S_3, \dots, p_1, p_2, p_3, \dots, K_1, K_2, K_3, \dots$ . Предположим наиболее простой случай равного объема всех водоемов и медленного притока воды, достаточного для установления равновесия между водой, биотой и донными отложениями. Тогда для каждого из водоемов можно по формулам [1] и [2] оценить значения радиоемкости  $F_1, F_2, F_3$  этих водоемов. Не трудно вывести формулу общей радиоемкости всего каскада из  $n$  водоемов:

и городских экосистем. Полагаем, что такой универсальный подход к моделированию радиоемкости разного типа экосистем позволяет универсальным образом описывать самые разные экосистемы, а значит, и сравнивать их по этим показателям.

Таким образом, соотношение скоростей поглощения и оттока трассеров и элемента минерального питания калия пропорционально биомассе биоты и

коэффициенту накопления в системе «вода – биота». Это означает, что чем выше биомасса и коэффициент накопления трассера биотой, тем лучше состояние биоты и тем выше соотношение скоростей поглощения и оттока трассера, а значит, и питательных элементов из воды в биомассу биоты. Здесь отчетливо видна четкая связь показателей радиоемкости по трассеру и биологических показателей – скоростей поглощения и оттока трассеров и питательных элементов. Достаточно, чтобы под влиянием стресс-факторов (радиация, тяжелые металлы и др.) произошло уменьшение  $K$  – коэффициента накопления (вода – биота), чтобы при этом изменились параметры радиоемкости. Если при этом под влиянием поллютантов уменьшаются и биологические показатели – биомасса, скорость роста биомассы, – то последует еще большее изменение показателей и параметров радиоемкости(3).

$$P = \frac{Z_{Cd+обл}}{Z_{Cd} \cdot Z_{обл}} \cdot Z_0, \quad (4)$$

где  $Z_0$  – отношение факторов радиоемкости биоты контрольного варианта;  $Z_{Cd+обл}$  – отношение при комбинированном воздействии радиации и токсического металла;  $Z_{Cd}$  и  $Z_{обл}$  – отношения для независимых влияний каждого из факторов. Если  $p = 1$ , то понятно, что никакого синергизма в действии разных факторов на параметры радиоемкости нет. Если  $p < 1$ , то это может свидетельствовать о существенном вкладе синергизма, т. е. усиления действия двух факторов в сравнении с действием отдельно каждого из этих

## 2. Модель оценки синергизма при действия нескольких факторов через параметр радиоемкости

Вопрос комбинированного воздействия различных факторов среды на экосистему уже обсуждался в литературе. В данной статье предложена новая модель оценки синергизма действия нескольких факторов.

Проанализируем возможное влияние разных факторов (радиации –  $\gamma$ -облучения и химического фактора – внесения соли тяжелого металла кадмия) на параметр радиоемкости данной упрощенной экосистемы. Речь идет об определении меры количественной оценки синергизма или антисинергизма действия разных факторов на биоту экосистемы.

Допустим, что в контроле процессы поглощения и сбрасывания радионуклида биотой проходят со скоростями  $a_{12}$  и  $a_{21}$  соответственно. Отношение этих скоростей обозначим как  $Z = \frac{a_{12}}{a_{21}}$ .

Определяли коэффициент синергизма как

$$P = \frac{Z_{Cd+обл}}{Z_{Cd} \cdot Z_{обл}} \cdot Z_0, \quad (4)$$

факторов. Если же  $p > 1$ , то мы имеем дело с антисинергизмом, т. е. с явлением, когда первый фактор уменьшает негативное действие второго или наоборот.

Таким образом, нами разработана схема и введен параметр для оценки степени синергизма разных факторов через вышеупомянутый коэффициент –  $p$ . Как уже показано выше, когда время наблюдения велико, то можно рассчитать и оценить фактор радиоемкости для биоты и для воды следующим образом:

$$F_b \approx \frac{a_{12}}{a_{21} + a_{12}}; F_w \approx \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}}. \quad (5)$$

Сравнивая эти уравнения можно получить:

$$\frac{a_{12}}{a_{21}} = \frac{F_b}{F_w} = \frac{1 - F_w}{F_b} = Z \quad [6]$$

## 3. Радиоемкость каскада Днепро-ских водохранилищ

После аварии на Чернобыльской АЭС произошло загрязнение огромных территорий Беларуси, Украины и России. Практически вся загрязненная территория лежит на водосборной площади Днепра и в результате поверхностного стока попадает в каскад Днепро-ских водохранилищ. По общим оценкам примерно 40 % стока формирует 30-км зона ЧАЭС, 40 % дает территория загрязненных областей Беларуси, остальные 20 % стока – от загрязненных территорий Украины, где ведется хозяйственная деятельность. Днепр, как

известно, в результате регулирования представляет собой каскад из 6 больших водохранилищ и Днепро-Бугского лимана. Анализируя величину и скорость обмена воды между водохранилищами, можно видеть, что обмен составляет не более 1/30 объема в год. Это характеризует каскад как систему очень вяло обменивающихся водоемов. К такой системе вполне применимы методы оценки радиоемкости, предложенные выше для оценки радиоемкости простых каскадных систем водоемов (1,3). Основные параметры и характеристики водохранилищ Днепра представлены в таблице 1.

Таблица 1

Характеристики и оценки параметров Днепро-ских водохранилищ для Cs-137.

Водохранилище	Площадь (km <sup>2</sup> )	Объем (km <sup>3</sup> )	Средняя глубина (м)	Толщина ила (см)	Кп (вода- донные отложения)	Фактор радиоемкости
Киевское	920	3.7	4	10	100	0.7
Каневское	680	2.4	4	10	50	0.6
Кременчуг-ское	2250	13.5	6	10	800	0.8
Запорожское	570	2.4	4	10	100	0.7
Днепро-ское	410	3.3	8	10	230	0.7
Каховское	2150	18.2	8	10	280	0.7

Таковы основные исходные расчетные параметры фактора радиоемкости отдельных водохранилищ Днепра по отношению к радионуклидам Cs-137, попавшим в каскад Днепровских водохранилищ. Видно, что каждое из водохранилищ по отношению к радионуклидам Cs-137 обладает не очень высокой радиоемкостью. Ввиду того, что каскад водохранилищ Днепра представляет собой систему вяло обменивающихся водоемов, мы вправе применить к ней простую формулу (8) для расчета общей радиоемкости. Из этой формулы следует, что фактор радиоемкости каскада водохранилищ равен  $F_k = 0,9995$ . Эта величина отражает чрезвычайно высокую степень радиоемкости каскада, которая намного выше, чем радиоемкость максимального по радиоемкости Кременчугского водохранилища (табл. 1).

Полученная выше формула и оценка радиоемкости каскада Днепра позволила в первый послеварийный период достаточно точно спрогнозировать распределение радионуклидов Cs по каскаду в его донных отложениях и воде, и предсказать, что основная часть радионуклидов Cs будет прочно захоронена в илах Киевского водохранилища. Эта модель и оценка сделаны для случая разового поступления радионуклидов в каскад. Для ситуации длительного поступления радионуклидов модель должна быть модифицирована с использованием

дифференциальных уравнений. Но, тем не менее, и 15 лет спустя после аварии различия в радиоактивности воды Киевского и Каховского водохранилищ составляют те же два-три порядка, что и вскоре после аварии. Для ситуации с другим важным радионуклидом, Sr-90, все представляется по другому. Дело в том, что для Sr-90 фактор радиоемкости водохранилищ Днепровского каскада не превышает значений 0,2-0,3. В этом случае фактор общей радиоемкости каскада для Sr-90 не превышает 0,5-0,6, при котором нет серьезного депонирования Sr-90 в донных отложениях, их содержание в воде практически не более чем в 10 раз отличается в Киевском и Каховском водохранилищах. Это хорошо подтверждается реальными данными наблюдений за 1987-1993. Таким образом, приведенный пример продемонстрировал эвристичность анализа реальных больших и малых экосистем с использованием представлений о радиоемкости.

#### 4. Радиоемкость типовой склоновой экосистемы

Для исследования была выбрана типовая склоновая экосистема, которая 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 1):

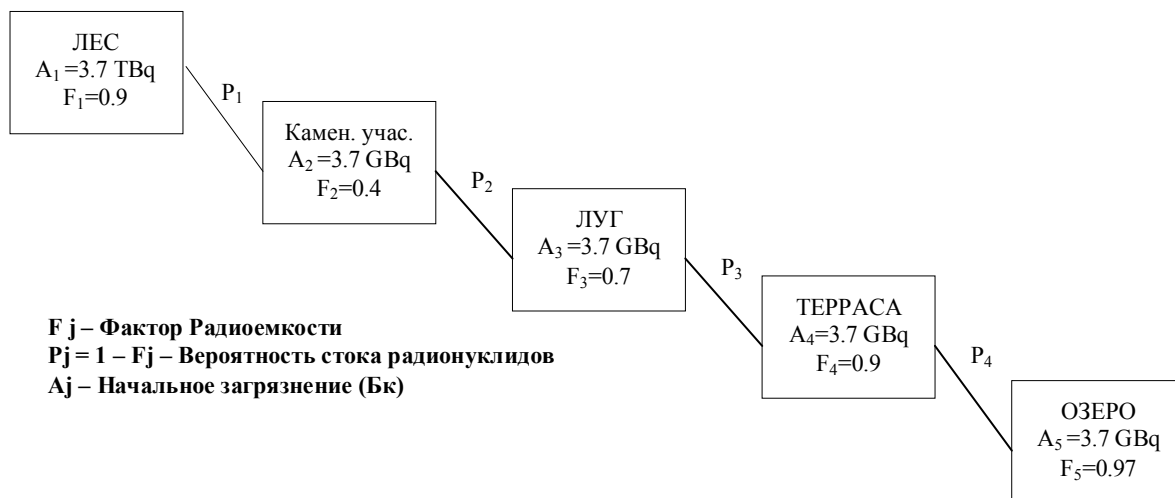


Рис 1. Блок-схема типовой склоновой экосистемы

Взаимодействие между камерами задается с помощью коэффициентов перехода радионуклидов из одной камеры в другую за единицу времени – час, например,  $a_{67}$  – коэффициент перехода радионуклидов из камеры 6 (вода) в камеру 7 (биота). Данные коэффициенты выбраны из натуральных исследований и зависят от крутизны склона, характера покрытия (лес, трава и т. д.), типа грунта (чернозем, дерново-подзолистый, серый-лесной), объема стока, температуры воздуха, направления и силы ветра и других метеорологических параметров (6, 7).

#### 5. Теоретический анализ радиоемкости ландшафтов

Анализ поведения поллютантов в склоновых экосистемах, составляющих основу практически любого

наземного ландшафта, показал возможность описания распределения и перераспределения 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 определяется по формуле  $P = P1 \times P2 \times P3 \times P4 \times P5$ . (1,9-13).

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 натуральных 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  $1-3^\circ$  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.

Используя технические возможности программного продукта ESRI ArcGIS, нами была разработана модельно-аналитическая ГИС (геоинформационная система), 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 окружающей среды. Анализ исходных данных позволяет нам выйти на ключевые блоки нашей модели – показатели скоростей вноса и выноса загрязнителей в экосистемах.

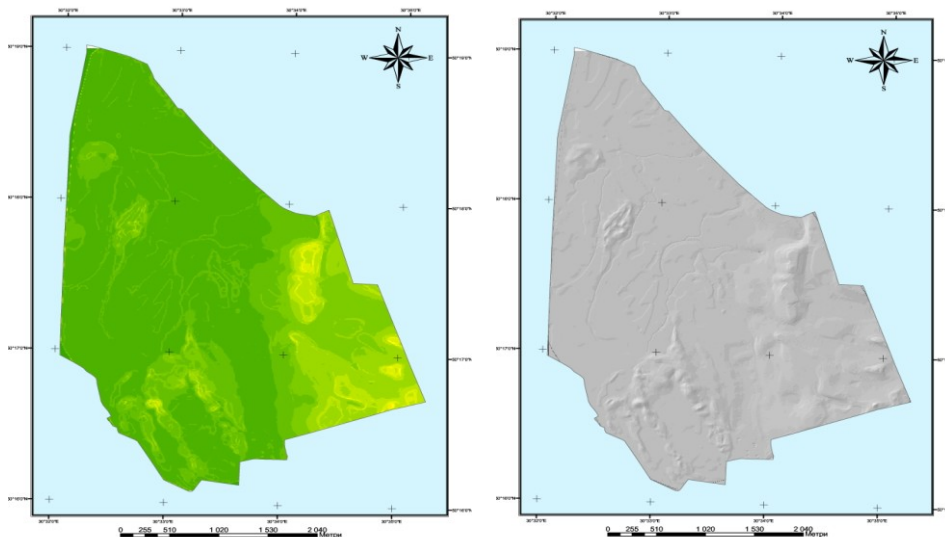


Рис 2. Картосхема распределения параметра радиоемкости на исследуемом полигоне (слева) и карта рельефа (справа)

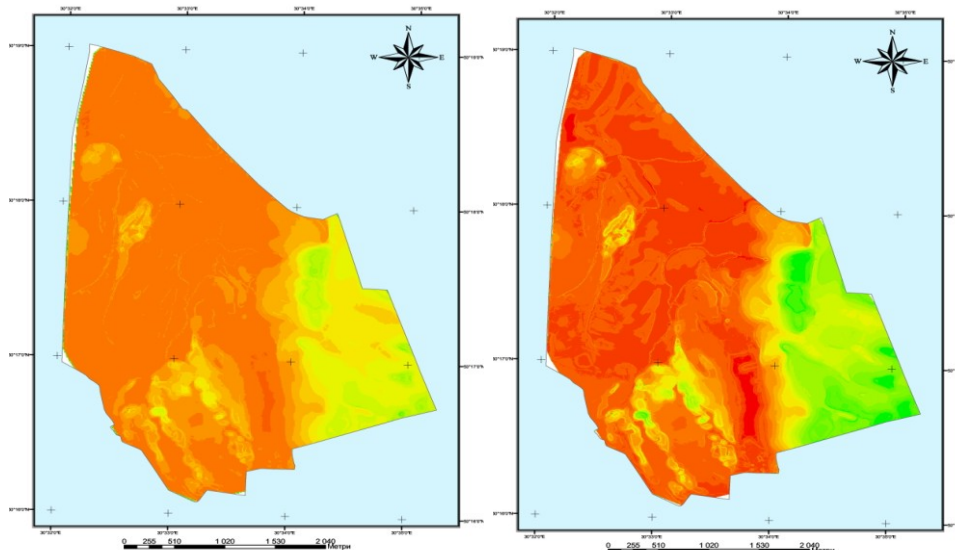


Рис 3. Картосхема распределения радионуклидов на исследуемом полигоне через 20 лет после выпадения (слева) и через 30 лет после выпадения

В результате нами получены оценочные и прогнозные карты для выбранного полигона – заказник «Лесники» в Конче-Заспе возле Киева, на берегу реки. На рис 2.14 показаны карты ландшафта исходного полигона и структуры его рельефа. Используя параметры управляющие перераспределением радионуклидов в ландшафте нами построены карты исходного равномерного загрязнения ландшафта Cs-137, и карта перераспределения радионуклидов через 10 лет после аварии. Видно, что ожидается заметное перераспределение поллютанта в исследуемом ландшафте. Этот процесс усиливается через 20 лет оценки, а через 30 лет после аварии прогнозная карта (рис 2.15) показывает остро 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.

#### **6. Экологическое нормирование радиационного фактора. Проблемы и перспективы**

Существующая у нас в стране и мире система гигиенического нормирования не решает проблему безопасности биоты экосистем, которая оказывается в зоне влияния радиационных аварий и выпадений. Как показал опыт оценки влияния радионуклидов на биоту в случаях Кыштымской и Чернобыльской аварий, такие заметные влияния имеют место. Поэтому в 103 публикации МКРЗ, наконец-то была поставлена проблема создания специальной системы экологического нормирования. МКРЗ предлагает путь выбора особо чувствительных видов в экосистеме, а по их реакции уже можно судить о превышении и или не превышении допустимых уровней загрязнения биоты экосистем. На наш взгляд, разработка системы экологических нормативов на допустимые сбросы и выбросы поллютантов в биоту экосистем требует особого подхода и 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 (4,5,12).

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. А это вовсе не обязательно будут, выбранные заранее,

наиболее чувствительные виды организмов. Конечно на начальных этапах аварии, отдельные высокочувствительные виды, могут реагировать на относительно высокие дозы облучения, но не обязательно, что именно эти виды будут определять судьбу биоты всей экосистемы. В конечном итоге, выживание биоты любой экосистемы определяется ее способностью сохранить биомассу, достаточную для воспроизводства данной экосистемы и поддержания свойства кондиционирования среды обитания, жизнеспособной для этой биоты. Поэтому мы полагаем, что для биоты экосистем, где происходят реальные процессы распределения и перераспределения радионуклидов, попавших в нее, в системе экологического нормирования должно использовать третий вариант определения критических составляющих биоты и уже по ним проводить нормирование радиационного фактора.

Используя натурные данные и результаты расчетов по разработанным нами моделям радиоемкости (Ю. А. Кутлахмедов и др.) данной экосистемы, можно определить удельные значения радиоактивности по  $^{137}\text{Cs}$  в каждой из компонент биоты исследуемой экосистемы. Используя данные о Кн (коэффициентах накопления)  $^{137}\text{Cs}$ , моделей радиоемкости разных составляющих данной экосистемы и результатов камерной модели исследуемой экосистемы, можно получить данные о динамике распределения и перераспределения радионуклида  $^{137}\text{Cs}$ , в соответствии с системой дифференциальных уравнений представляющих камерную модель. Чтобы практически использовать предлагаемый подход сделаем следующий расчет. Допустим, что начальный уровень поступления радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в верхний уровень экосистемы – лес, составляет 1 МБк. С помощью камерной модели исследуемой экосистемы и моделей радиоемкости, проведем расчет того какая часть радионуклидов и какая доза облучения биоты и концентрация радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  будет формироваться в разных элементах среды обитания (табл. 3). Установив уровни загрязнения биоты в разных камерах по модели Б. Амиро, можно оценить дозовые нагрузки на биоту исходя из общего уровня поступления радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в 1 МБк. Ясно, что эти дозы будут малы по сравнению с предлагаемым пределом дозы в 4 Гр/год на биоту. Далее решая простую пропорцию мы можем определить пределы поступления радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  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 озера. Из таблицы 2 следует, что в зависимости от Кн – донной биоты, уровни допустимого радионуклидного загрязнения (экологические нормативы на допустимый сброс радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ) 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  $^{137}\text{Cs}$  подвергаются нижние уровни склоновой экосисте-

мы – луг, терраса. Чем ниже по склону происходит загрязнение склоновой экосистемы, тем меньше допустимый уровень поступления радионуклидов в исследуемую склоновую экосистему (6-8,13).

Таблица 2

**Расчет величины дозы (Гр) на компоненты озерной экосистемы и допустимого годового сброса  $^{137}\text{Cs}$  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	10 000	100 000
От воды	5,4-9*	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9
От донны 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 4 Гр/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 4 Гр/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

Анализируя результаты расчетов представленные в таблице 2, следует подчеркнуть, что в последних двух строках сделан перерасчет допустимых уровней сброса радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в озеро с помощью, описанной выше, простой пропорции. Таким образом экологический норматив на допустимый уровень поступления  $^{137}\text{Cs}$  в первый год после аварии, при высоком реальном значении Кн донной биоты в 1000 единиц не должен превышать всего 2,3 Ки в ситуации разового сброса. В случае дополнительных сбросов радионуклидов в лес в последующие годы после аварии, этот норматив будет оценен еще меньшей величиной. Речь идет о том, что высокие значения Кн донной биоты, критической для данной склоновой экосистемы, означают резко ограниченные уровни экологических нормативов на допустимые уровни сброса и выброса радионуклидов даже на 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 (ДУ-2006) на загрязнение молока в 100 Бк/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 загряз-

нения 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 гигиенические нормативы. Гигиенические нормативы относительно просты в разработке, потому, что они касаются только одного вида биоты – человека. При этом нормируются отдельные компоненты среды обитания – уровни загрязнения воздуха в зоне дыхания, питьевая вода и продукты питания. Таким образом, эти нормативы делаются и рассчитываются одноразово 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 Кн – биоты донных отложения в зависимости от распределения поллютантов по компонентам экосистемы и т. д. Сложность задачи возрастает при анализе и расчете экологических

нормативов для різних типів екосистем, особливо об'єднаних в складні складові ландшафтні екосистеми. Це може означати, що екологічне

нормування, ким скоро воно буде розроблено, потребує значительних теоретичних і експериментальних зусиль.

## ЛИТЕРАТУРА

1. *Kutlakhmedov Y., Korogodin V., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V. Yu.* Radiocapacity of Ecosystems // *J. Radioecol.* – 1997. – 5 (1). – P. 25–35.
2. *Агре А. Л., Корогодина В. И.* О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // *Мед. радиология.* – 1960. – № 1. – С. 67-73.
3. *Кутлахмедов Ю. А., Корогодина В. И., Кольтовер В. К.* Основы радиэкологии. – Киев: Вища шк. 2003.–319 с.
4. *Поликарпов Г. Г., Цыцугина В. Г.* Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле// *радиационная биология/радиэкология.* – 1995. – Т. 35. № 4. С. 536-548
5. *Amiro B. D.* (1992): Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts, *J. Environ. Radioactivity* Vol. 35, N1, : 37-51.
6. *Кутлахмедов Ю. А., Петрусенко В. П.* Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів у типовій екосистемі схилів для ландшафтів України. *Вісник Національного авіаційного університету.* – 2006. – № 2. – С. 134–136.
7. *Кутлахмедов Ю. А., Петрусенко В. П.* Аналіз ефективності контрзаходів для захисту екосистем на схилі ландшафтах методом камерних моделей. *Вісник Національного авіаційного університету.* – 2006. – № 4. – С. 163–165.
8. *Гродзинский Д. М., Коломиец О. Д., Гудков И. Н., Кутлахмедов Ю. А.* Формирование радиобиологической реакции растений. 1984, *Наукова думка, Киев.* 216 с.
9. Спросить у Иры последняя публикация в вестнике – 2011
10. *Кутлахмедов Ю. А., Матвеева И. В., Заитов В. Р.* Моделирование радиэкологических процессов методом камерных моделей на примере села в Волынской области. *Вісник Національного авіаційного університету.* – 2005. – № 3. – С. 173–176.
11. *Кутлахмедов Ю. А., Матвеева И. В., Исаенко В. Н.* Особенности радиэкологических процессов в селе Тернопольской области, оцененных по методу камерных моделей. *Вісник Національного авіаційного університету.* – 2006. – № 2. – С. 126–128.
12. *Кутлахмедов Ю. А., Корогодина В. И., Родина В. В., Матвеева И. В., Петрусенко В. П., Саливон А. Г., Ленишина А. Н.* Теория и модели радиоемкости в современной радиэкологии. В сб. материалов Международной конференции «Радиэкология:итоги, современное состояние и перспективы», Москва 2008 Г. с. 177-193.
13. *Гродзинський Д. М., Кутлахмедов Ю. О., Михсєв О. М., Родина В. В.* Методи управління радіоемністю екосистем / Під редакцією акад. Д. М. Гродзинського. – Київ: Фітосоціонер, 2006. – 172 с.

Рецензенти: Гудков І. М., д.б.н., професор;  
Томілін Ю. А., д.б.н., професор

© Кутлахмедов Ю. А., Саливон А. Г.,  
Пчеловская С. А., Родина В. В.,  
Матвеева И. В., Петрусенко В. П.,  
Огородник А. Н., 2011

Стаття надійшла до редколегії 05.06.2011 р.