

УДК 574:614.876

Кутлахмедов Ю. А., Саливон А. Г., Пчеловская С. А., Родина В. В., Матвеева И. В., Петрусенко В. П.  
(Украина, Киев)

## ЗНАЧЕНИЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ В РАЗВИТИИ СОВРЕМЕННОЙ ЭКОЛОГИИ

Теоретическая экология и 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 трудно сделать заметные обобщения для продуктивного использования обилия имеющихся данных по мониторингу.

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

Предложен новый подход к оценке состояния биоты экосистемы - по поведению параметра радиоемкости. Здесь радиоемкость определяется 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 градусника, измеряющего состояние и благополучие биоты, и быть мерой для эквидозиметрической оценки влияния радиационного и химического факторов.

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

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 (1-4).

Таким образом предложен новый подход к оценке состояния биоты экосистемы - по поведению параметра радиоемкости. Здесь радиоемкость определяется 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 (1-7).

После Чернобыльской аварии такой трассер является неизбежным спутником в жизни биологических объектов практически всех экосистем Украины. Исследования показали, что распределение и перераспределение данного трассера в водных и наземных экосистемах четко реагирует на все существенные внешние влияния (климат, паводки, контрмеры 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 (5-9).

### 2. 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. Показана ведущая роль процессов восстановления при действии на биоту радиационного и химического факторов (10-12).

Проанализировано 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.

Определяем коэффициент синергизма как [1]

$$P = \frac{Z_{Cd+обл}}{Z_{Cd} \cdot Z_{обл}} \cdot Z_0, \quad (1)$$

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 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:

Фактор экологической емкости и радиоемкости конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта ( $F_j$ ) определяется с использованием камерных моделей [2]:

$$F_j = \frac{\sum a_{ij}}{(\sum a_{ij} + \sum a_{ji})} \quad (2)$$

где  $\sum a_{ij}$  - сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент экосистемы, согласно камерных моделей, а  $\sum a_{ji}$  - сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из исследуемой камеры,  $J$  - в другие составляющие экосистемы сопряженных с ними.

Показано, что соотношение скоростей поглощения и оттока трассеров и элемента минерального питания калия пропорционально биомассе биоты и коэффициенту накопления в системе "вода - биота".

### 3. Теоретический анализ радиоемкости ландшафтов

Исследования показывают, что скорость передвижения радионуклидов в ландшафте определяется, в основном, несколькими характеристиками. Построены карты ландшафта исходного полигона и структуры его рельефа. Используя параметры управляющие перераспределением радионуклидов в ландшафте построены карты динамики загрязнения ландшафта  $Cs-137$ , и карта перераспределения в через 10,20 и 30 лет после аварии.

### 4. Заключение и выводы

Метод использования аналитической ГИС технологии в современной радиоэкологии может быть плодотворно использован в общей экологии. Предложенные здесь методы и методики радиоэкологических исследований на основе теории и моделей надежности и радиоемкости биоты экосистем, могут быть с успехом использованы при решении различных проблем современной экологии.

Это прежде всего проблема создания системы экологического нормирования вредных факторов через реакции той биоты, которая может испытывать наибольшее вредное воздействие при внесении в экосистемы самых разных поллютантов.

На этой теоретической базе могут быть созданы эффективные методы оценок экологических рисков от воздействия на биоту физических, химических и других загрязнителей.

Использование радиоактивных трассеров (например  $Cs-137$ ), позволяет на основе теории и моделей надежности и радиоемкости экосистем исследовать фундаментальные характеристики биоты и устанавливать закономерности распределения и перераспределения поллютантов по поведению радиоактивных трассеров, «щедро» разбросанных после Чернобыльской аварии на территории Украины, Белоруссии и России.

### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Kutlakhmedov Y., Korogodin V., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V.Yu. Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. – 1997. – 5 (1). – P. 25–35.
2. Агре А.Л., Корогодин В.И. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // Мед. радиология. – 1960. - № 1. – С. 67-73.
3. Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Кольтовер В.К. Основы радиоэкологии.- Киев: Вища шк. 2003.-319 с.
4. Полицарпов 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. Матвеева И.В. Дослідження та оцінювання надійності систем транспорту радіонуклідів у локальній агроекосистемі.-2011, Вісник національного авіаційного Університету №2(47), с.148-154.

9. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Зайтов В.Р. Моделирование радиозкологических процессов методом камерных моделей на примере села в Волынской области. Вісник Національного авіаційного університету. – 2005. – № 3. – С. 173–176.

10. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Исаенко В.Н. Особенности радиозкологических процессов в селе Тернопольской области, оцененных по методу камерных моделей. Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 2. – С. 126–128.

11. Кутлахмедов Ю.А., Корогодін В.И., Родина В.В., Матвеева И.В., Петрусенко В.П., Саливон А.Г., Леншина А.Н. Теория и модели радиоемкости в современной радиозкологии. В сб. материалов Международной конференции «Радиозкология: итоги, современное состояние и перспективы», Москва 2008 Г.с.177-193.

12. Гродзинський Д.М., Кутлахмедов Ю.О., Михеев О.М., Родина В.В. Методи управління радіоемністю екосистем / Під редакцією акад. Д.М. Гродзинського. – Київ: Фітосоціонер, 2006. – 172с.

УДК 332.7; 330.131.5

**Погурельський С. П., Мартин А. Г. (Україна, Київ)**

### **ФОРМУВАННЯ ОПТИМАЛЬНИХ СПІВВІДНОШЕНЬ ЗЕМЕЛЬНИХ УГІДЬ ЯК ОСНОВА СТАЛОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ**

Земельний фонд переважної частини території України зазнає надмірного антропогенного впливу, який виражається в перевищенні допустимих показників його сільськогосподарської освоєності та незбалансованості структури земельних угідь. Стан земельних ресурсів близький до критичного. Серед земель найбільшу територію займають землі сільськогосподарського призначення (71 відсоток), 78 відсотків з яких є ріллею. Порушення екологічно-допустимих співвідношень площ ріллі, природних кормових і лісових угідь негативно відбилися на стійкості агроландшафтів. На всій території поширені процеси деградації земель, серед яких найбільш масштабними є ерозія (близько 57,5 відсотка території), забруднення (близько 20 відсотків території), підтоплення (близько 12 відсотків території).

Законом України «Про Основні засади (Стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» визначено стратегічні цілі управління природокористуванням та охорони навколишнього природного середовища, серед яких одним з основних є припинення втрат ландшафтного різноманіття та забезпечення екологічно збалансованого природокористування.

Оптимізація землекористування територіальних утворень в цій ситуації може бути виконана з пріоритетним урахуванням екологічних чинників. При екологічній оптимізації, на базі критеріїв деградованості слід в обов'язковому порядку передбачити вилучення з інтенсивного використання землі, які за своїми модальними властивостями не можуть забезпечувати стійкість агроекосистем.

Рациональне природокористування починається з організації території – створення оптимізованого агроландшафту з екологічно та економічно обґрунтованим і доцільним співвідношенням сільськогосподарських угідь, лісових насаджень, земель захисного та природоохоронного призначення.

Проблему оптимізації використання земель слід розглядати під кутом зору ієрархічної взаємопідпорядкованості територіальних утворень, для яких встановлюються показники оптимальних співвідношень угідь. Зрозуміло, що єдине таке співвідношення, стандартне для всіх без виключення територій, особливо беручи до уваги величезне розмаїття природних умов України, позбавлено фізичного змісту. Тому визначення згаданих показників повинно здійснюватися диференційовано по відповідних таксонах поділу території України з послідовним переходом від вищих одиниць до підпорядкованих, з урахуванням положень статті 179 Земельного кодексу України, де йдеться про природно-сільськогосподарське районування, що, зокрема, визначене як територіальна основа для вирішення питань використання та охорони земель.

За роки незалежності в Україні сформована досить розгалужена нормативно-правова база щодо використання та охорони природних ресурсів і, в тому числі, земель. Водночас залишається відкритим питання розробки нормативів оптимального співвідношення земельних угідь, які відповідно до статті 30 Закону України «Про охорону земель» встановлюються для запобігання надмірному антропогенному впливу на них, у тому числі надмірній розораності сільськогосподарських угідь.

Метою досліджень є обґрунтування і визначення показників оптимізації землекористування на вищих таксономічних рівнях районування (природно-сільськогосподарських зон і провінцій). При цьому згадані показники матимуть медіанне значення, оскільки в межах висвітлюваних таксонів, безумовно, зустрічатимуться більш дрібні у таксономічному відношенні території, що характеризуються суттєвими відхиленнями від середніх екологічно впливових параметрів.

Екологічну складову оптимізації землекористування можна визначити як усвідомлену необхідність збереження і розумного використання землі як основного природного ресурсу та базисного компоненту довкілля. Головними шляхами досягнення її цілей є мінімізація (у т.ч. через нормування) антропогенного навантаження на землі, а також збереження, відновлення та розширення територій із природними біоценотичними комплексами.

Визначаючи економічну оптимальність землекористування, слід виходити з постулату: економічна доцільність зумовлюється екологічною допустимістю. Нехтування цим правилом призведе до економічних