

## ПРИМЕНЕНИЕ ТЕОРИИ РАДИОЕМКОСТИ И НАДЕЖНОСТИ В СОВРЕМЕННОЙ РАДИОЭКОЛОГИИ

Актуальность исследования состоит в необходимости создания подходов для опережающей оценки состояния биоты экосистем при различных факторах воздействия физической и химической природы. Эту роль может выполнить развиваемая нами теория и модели радиоемкости и надежности экосистем. Предложен новый подход к оценке состояния биоты экосистемы – по поведению параметра радиоемкости по  $^{137}\text{Cs}$ . 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 ( $\gamma$ -облучение, тяжелые металлы). По результатам проведенных экспериментов предложенные параметры оказались способными четко отображать влияние факторов на биоту и опережать по своим реакциям биологические 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 и экологического риска.

**Ключевые слова:** теория и модели радиоемкости и надежности биоты в экосистемах, радиоэкология, тяжелые металлы, гамма-облучение, экологические и радиационные риски.

Актуальність дослідження полягає в необхідності створення підходів для випереджаючої оцінки стану біоти екосистем при різних факторах впливу фізичної і хімічної природи. Цю роль може виконувати теорія та моделі радіоемності і надійності екосистем, що розвивається нами. Запропоновано новий підхід до оцінки стану біоти екосистеми – за поведінкою параметру радіоемності по  $^{137}\text{Cs}$ . Тут радіоемність визначається як гранична кількість радіонуклідів, котра за своїм дозовим впливом ще не здатна порушити основні функції біоти: здатність утримати біомасу та кондиціювати середовище. Побудовані моделі радіоемності екосистем та запропоновані параметри, що здатні адекватно реагувати на вплив різних факторів ( $\gamma$ -опромінення, важкі метали). За результатами проведених експериментів запропоновані параметри виявились здатними чітко відображати вплив факторів на біоту та випереджувати за своїми реакціями біологічні показники. Показано, що реакція параметрів радіоемності може слугувати у якості екологічного градусника, що вимірює стан та благополуччя біоти, і бути мірою для еквидозиметричної оцінки впливу радіаційного та хімічного факторів і екологічного ризику.

**Ключові слова:** теорія та моделі радіоемності і надійності біоти в екосистемах, радіоекологія, важкі метали, гамма-опромінення, екологічні та радіаційні ризики.

The urgency of research consists in necessity of creation of the approaches for an outstripping estimation of a condition action at the various factors of influence of a physical and chemical nature. This role can be executed by the theory, developed by us, both model of radiocapacity and reliability ecosystems. The new approach to an estimation of a condition biota ecosystems – on behaviour of parameter of radiocapacity on  $^{137}\text{Cs}$  is offered. Here radiocapacity is defined as limiting quantity radionuclides, which on influence is not yet capable to break the basic functions biota: ability to keep bioweight and to condition environment. The models of radiocapacity ecosystems are constructed and the parameters capable adequately are offered to react to influence of the different factors (gamma-irradiation, heavy metals). By results of the carried out experiments the offered parameters have appeared capable precisely to display influence of the factors on biotat and to outstrip on the reactions biological parameters. Is shown, that the reaction of parameters of radiocapacity can serve as an

*ecological thermometer, reaction on condition and well-being biota, and to be a measure for equidimensional estimation of influence of the radiating and chemical factors and ecological risk.*

**Key words:** *the theory both models of radiocapacity and reliability biota in ecosystems, radioecology, heavy metals, gamma-irradiation, ecological and radiation risks.*

### Вступление

Теоретическая радиоэкология не обладала заметным выбором моделей и параметров пригодных для оценок и расчетов радиоэкологических процессов в разного типа экосистемах. Кыштымская и особенно Чернобыльская аварии 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 для продуктивного использования обилия имеющихся данных по мониторингу.

Показано, что чем выше фактор радиоемкости биоты экосистемы, тем выше устойчивость и ниже экологический риск для нее. В условиях действия поллютантов, когда наблюдается заметное падение фактора радиоемкости биоты, может резко возрастать экологический риск для нее.

Нами разработаны и построены модели для оценки параметров радиоемкости разных типов экосистем – наземных, водных, лесных, горных, луговых и городских экосистем и целых ландшафтов. Полагаем, что такой универсальный подход к моделированию радиоемкости разного типа экосистем позволяет описывать самые разные экосистемы, а значит, и сравнивать их по этим показателям и по степени ожидаемых экологических рисков.

### Теоретическая и экспериментальная часть

Экспериментальными и теоретическим исследованиями нами установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежности биоты в данной экосистеме [1]. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме, при воздействии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия и надежности биоты. **Цель и задача исследования** – показать, что параметры радиоемкости способны выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы и экосистемы в целом. Чем выше фактор радиоемкости и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составных элементов экосистемы, рассматриваемой как система транспорта радионуклидов от окружающей среды к человеку.

**Возможность использования фактора радиоемкости биоты по трассеру  $^{137}\text{Cs}$  как показателя надежности биоты экосистемы**

Для оценки состояния и благополучия экосистем используют до 30 различных показателей и параметров – от разнообразия видов до биомассы и численности. Важная особенность этих показателей состоит в том, что практически все они начинают существенно изменяться только тогда, когда биота претерпевает

значительные изменения. Практически очень важно иметь показатели и параметры, которые позволяли бы опережающим образом оценивать состояние биоты экосистем и особенности распределения, а так же и перераспределения поллютантов в реальных экосистемах и ландшафтах. На основе теоретического анализа и экспериментальных исследований нами предложено использовать такую меру, как радиоемкость и/или фактор радиоемкости экосистем и ее составляющих. Радиоемкость определяется как предельное количество поллютантов (радионуклидов), которое может аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы без нарушения их основных функций (воспроизводство биомассы и кондиционирование среды обитания). Фактор радиоемкости определяется как доля поллютантов, которые накапливаются в том или ином компоненте экосистемы [2; 3]. Нами было предложено для оценки благополучия и надежности биоты в экосистеме использовать в качестве определяющих два параметра – биомассу видов в экосистеме и их способность очищать (кондиционировать) среду от отходов жизнедеятельности и поллютантов, попадающих в экосистему.

### 2. Оценка радиационной емкости биосистем по величинам предельно-допустимых дозовых нагрузок

Исследованиями Г. Г. Полицарпова и В. Г. Цыцугиной [4] установлены диапазоны дозовых нагрузок на биоту, при которых проявляются радиационные эффекты. Из табл. 1 видно, что по-настоящему существенными являются дозы в зоне явных экологических эффектов. Это соответствует дозам 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для наземных растений и гидробионтов. После достижения таких доз могут проявляться процессы угнетения и подавления роста биоты в экосистемах. Поэтому на данном этапе развития представлений об экологических нормативах для допустимых дозовых нагрузок на биоту предлагается установить, как приемлимую величину, для растений и гидробионтов в качестве предела дозы 4 Гр/год и 0,4 Гр/год для животных.

Определив предельно-допустимую дозу для биоты, мы можем оценить величину радиоемкости через предельные уровни нахождения радионуклидов в ареале обитания биоты и их поступления в биомассу. Для этого нами предлагается использовать модель оценки дозовых нагрузок на биоту от радионуклидов, предложенную Б. Амиро [5] (табл. 2). Модель систематизирована в виде таблицы значений дозовых коэффициентов. Для радионуклидов, находящихся в разных абиотических средах и биомассе, рассчитаны коэффициенты, которые позволяют оценить вклад от каждого Бк радионуклида в окружении биологического объекта (в воде, биомассе, грунте, воздухе и от рядом расположенной вегетирующей биомассы).

Таблица 1

## Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах [4]

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

Таблица 2

## Величины значений дозовых коэффициентов для биоты экосистем по некоторым радионуклидам (В. Amiro) [5]

Радионуклид	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	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-9}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$	$4,02 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$
<sup>3</sup> H	$2,88 \cdot 10^{-8}$	0	0	0	0
<sup>40</sup> K	$3,44 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,64 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
<sup>32</sup> P	$3,52 \cdot 10^{-6}$	$1,57 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,36 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
<sup>241</sup> Am	$2,86 \cdot 10^{-5}$	$1,48 \cdot 10^{-10}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$	$2,22 \cdot 10^{-7}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$
<sup>90</sup> Sr	$2,64 \cdot 10^{-5}$	$3,72 \cdot 10^{-12}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$	$5,58 \cdot 10^{-9}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$
<sup>222</sup> Rn	$9,92 \cdot 10^{-7}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$	$2,83 \cdot 10^{-7}$	$4,61 \cdot 10^{-7}$	$2,83 \cdot 10^{-7}$
<sup>14</sup> C	$1,12 \cdot 10^{-4}$	$8,91 \cdot 10^{-9}$	$6 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-6}$

## 3. Примеры расчета надежности транспорта радионуклидов в экосистемах

Наши исследования показали, что лимитирующая доза облучения – 4 Гр/год для биоты озерной экосистемы может быть достигнута при количестве радионуклидов (например, <sup>137</sup>Cs) около 600 кБк/кг в расчете на кг биомассы. Аналогичные расчеты для биоты других экосистем могут дать другие результаты. Есть все основания предполагать, что в диапазоне доз для биоты от 0 до 4 Гр/год надежность изменяется линейно от 1 до 0. Таким образом, можно предложить в качестве оценки предельной радиоемкости биотической компоненты экосистемы ситуацию, когда содержание радионуклидов в биоте озера будет близким к ( $\approx$  600 кБк/кг). Доза при этом может достигать 4 Гр/год, а надежность может упасть до нуля. Есть основания предполагать, что параметр радиоемкости может служить мерой надежности биоты в экосистеме.

## 3.1. Пример расчета для склоновой экосистемы

По блок-схеме склоновой экосистемы с помощью камерной модели были рассчитаны и построены графики поведения радионуклидов в разных камерах. Показано, что склоновой экосистеме свойственно заметное перераспределение радионуклидов по камерам. Лес резко теряет свой запас радионуклидов. Далее радионуклиды перемещаются по склону и переходят в зону природопользования человека, а в наибольшей степени концентрируются в донных отложениях озерной экосистемы. Используя данную модель, мы получили возможность смоделировать ситуацию с различными контрмерами. Мы выбрали ряд контрмер, реальных и возможных к применению для снижения перемещения радионуклидов по склоновой экосистеме. Контрмеры вводятся в модель путем оценочного изменения скоростей перехода между камерами. Это позволяет установить эффектив-

ность и полезность применения контрмер и их комбинаций в моделях, не прибегая сразу к их реализации [7].

Склоновая экосистема может быть рассмотрена в терминах теории надежности биосистем [6; 7] как последовательная система транспорта радионуклидов от леса вниз по склону. Считаем, что первоначально в данной экосистеме был загрязнен радионуклидами только верхний участок склона – лес. В данном подходе мерой надежности элемента-камеры в системе транспорта радионуклидов рассматривается удерживающая способность каждой из камер. Данные подобного расчета представлены в табл. 3. Здесь приведены оценки удерживающей способности каждой из камер по формуле (1). Сначала провели расчет вероятности удерживания радионуклидов для исходной склоновой экосистемы, а затем и для ситуации с применением различных контрмер.

Для характеристики поведения радионуклидов в склоновой экосистеме мы применили метод анализа надежности экосистемы по способности обеспечить надежность транспорта радионуклидов между камерами [8]. Для расчетов использовали формулу (1), при оценке радиоемкости каждой из камер (радиоемкость здесь определяется как способность к удержанию радионуклидов в каждой из исследуемых камер).

Фактор экологической емкости и радиоемкости (а также надежности как элемента транспорта радионуклидов) конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта ( $F_j$ ) определяется нами с использованием параметров скоростей перехода между камерами модели:

$$F_j = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji}), \quad (1)$$

где  $\sum a_{ij}$  – сумма скоростей перехода поллютантов и трасеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент – J экосистемы, согласно камерной модели, а  $\sum a_{ji}$  – сумма скоростей перехода

поллютантов и трасеров из исследуемой камеры – J – в другие составляющие экосистемы, сопряженные с ней.

Зная параметры скоростей переходов между камерами, мы провели оценку надежности транспорта радионуклидов в склоновой экосистеме без применения контрмер и с их использованием. Расчетами установлено, что каждая из контрмер способна уменьшать вероятность сброса радионуклидов (снижать надежность системы транспорта) от 1,4 раз до 5,6 раз. (Это описывается с помощью коэффициента дезактивации Кд). Наиболее эффективным средством снижения сброса радионуклидов по склону является одновременное использование всех 4-х предлагаемых контрмер. Следует подчеркнуть, что рассмотренный надежный поход позволяет априорно до реализации оценить и спрогнозировать эффективность возможных контрмер и выбрать среди них самые эффективные и дешевые для реализации. Важно, что такой анализ можно провести для любых типов экосистем, и, конечно, не ожидая аварийных выбросов радионуклидов и других поллютантов [9].

### 3.2. Оценка надежности транспорта радионуклидов по каскаду Днепровских 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 Днепровских водохранилищ. По оценкам, примерно 40 % стока формирует 30-километровая зона ЧАЭС, 40 % дает территория загрязненных областей Беларуси, остальные 20 % стока – от загрязненных территорий Украины, где ведется хозяйственная деятельность. Днепр, 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 вяло обменивающихся водоемов. К такой системе вполне применимы методы оценки радиоемкости, предложенные выше для оценки радиоемкости каскадных систем водоемов [3]. Основные параметры и характеристики водохранилищ Днепра представлены в табл. 3.

Таблица 3

Характеристики и оценки параметров Днепровских водохранилищ для случая сброса Cs-137

Водохранилище	Площадь (км <sup>2</sup> )	Объем (км <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
Кременчугское	2250	13,5	6	10	800	0,8
Запорожское	570	2,4	4	10	100	0,7
Днепровское	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 [3] (см. табл. 3) для расчета общей радиоемкости. Из этой формулы следует, что фактор радиоемкости каскада водохранилищ равен  $F_k = 0,9994$ . Эта величина отражает чрезвычайно высокую степень радиоемкости каскада, которая намного выше, чем радиоемкость максимального по радиоемкости Кременчугского водохранилища (табл. 3) [3]. Применение данного метода расчета надежности к каскаду Днепровских водохранилищ позволило рассчитать надежность каскада как системы удержания радионуклидов <sup>137</sup>Cs, с учетом роли растущей в каскаде растительной биоты, и возможных адаптивных процессов в ней.

Полученная оценка радиоемкости каскада Днепра позволила в первый послеаварийный 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 25 лет спустя после аварии различия в радиоактивности воды Киевского и Каховского водохранилищ составляют те же два-три порядка, что и вскоре после аварии. Установлено оценочно, что без биоты каскад пропускает – 0,008 часть радионуклидов, а с биотой и ее адаптацией только – 0,000007, то есть в 100 раз меньше.

### 3.3. Надежность транспорта радионуклидов в локальной аграрной экосистеме

Рассмотрим ситуацию в транспорте радионуклидов в типовой агроэкосистеме на примере с. Галузия Маневического района Волынской области [10; 11]. На основе наработанной нами камерной модели данной экосистемы нами проведены оценки по формуле (1) параметров надежности компонент агроэкосистемы как поставщиков радионуклидов к человеку через продукты питания (молоко). Далее нами рассмотрена экосистема села как параллельно функционирующее множество пастбищ. Получив исходные оценки дозовых нагрузок, мы использовали этот подход и для ситуации применения различных контрмер, направленных на снижение поступления радионуклидов цезия-137 в молоко. Контрмеры мы ввели в расчет через оценку изменения параметров скоростей в камерной модели для учета влияния контрмер (табл. 4).

Таблиця 4.

**Оценка надежности локальной агроэкосистемы села Галузия, как системы транспорта радионуклидов от агроэкосистем к человеку, с учетом возможных контрмер.**

Контрмера	Кд (1)	Паст №	Запас р/н Ки	Надежность общего транспорта р/н	Переход р/н (Ки)	Суммарный Переход р/н (Ки) по пастбищам и( колдоза)и Кд	Кд(2) по надежности
НЕТ	1	1	0,0056	0,052	0,0008	0,0022 (1,6 чел-Зв) Кд = 1	1
		2	0,0169	0,044	0,0007		
		3	0,0003	0,056	0,0004		
		4	0,0011	0,074	0,0008		
Удобрения	2	1	0,0056	0,026	0,00015	0,013 (0,96 чел-Зв) Кд = 1,7	0,0022/0,0013 = 1,74
		2	0,0169	0,022	0,00037		
		3	0,0003	0,041	0,00026		
		4	0,0011	0,044	0,00048		
Сеянка	3	1	0,0056	0,0185	0,0001	0,008 (0,6 чел-Зв) Кд = 2,7	2,75
		2	0,0169	0,014	0,0002		
		3	0,0003	0,033	0,0002		
		4	0,0011	0,030	0,0003		
Уборка Дернины (3-5 см)	10	1	0,0056	0,0057	0,00003	0,000032 (0,024 чел-Зв) Кд = 66,7	69
		2	0,0169	0,0051	0,00009		
		3	0,0003	0,0134	0,00008		
		4	0,0011	0,0108	0,000012		
Феррациновые болусы	4	1	0,0056	0,027	0,0002	0,0012(0,88 чел-Зв) Кд = 1,8	1,8
		2	0,0169	0,025	0,0004		
		3	0,0003	0,0206	0,0001		
		4	0,0011	0,045	0,0005		
Феррациновые + Фильтры (молоко)	5	1	0,0056	0,0497	0,0003	Кд = 3,7	4
		2	0,0169	0,0426	0,0007		
		3	0,0003	0,05	0,0003		
		4	0,0011	0,0709	0,0008		
Удобрения+ Уборка + дернины+ Болусы	2х 10х 4= 80	1	0,00056	0,025	0,000014	0,000024(0,016 чел-Зв) Кд = 100	91,7
		2	0,00169	0,0042	0,0000071		
		3	0,00003	0,019	0,0000057		
		4	0,00011	0,023	0,0000025		

Таким образом, с помощью расчетов может быть установлено, что под влиянием реальных контрмер возможно почти в 90 раз затормозить поступление радионуклидов от пастбищ с молоком коров к человеку. Это показывает возможность и перспективу исполь-

зования надежного подхода к оценке потоков радионуклидов от агроэкосистемы к человеку и возможность теоретического расчета перспектив использования разного типа контрмер.

## ЛІТЕРАТУРА

- Kutlakhmedov Y., Korogodin V., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V.Yu. Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. – 1997. – 5 (1). – P. 25–35.
- Агре А. Л., Корогодін В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме / А. Л. Агре, В. И. Корогодін // Мед. радиология. – 1960. – № 1. – С. 67-73.
- Кутлахмедов Ю. А. Основы радіоекології / Ю. А. Кутлахмедов, В. И. Корогодін, В. К. Кольтовер. – Київ : Вища шк., 2003. – 319 с.
- Поликарпов Г. Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле / Г. Г. Поликарпов, В. Г. Цыцугина // Радиационная биология и радиоэкология. – 1995. – Т. 35, № 4. – С. 536-548.
- 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.
- Кутлахмедов Ю. А. Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів у типовій екосистемі схилів для ландшафтів України / Ю. А. Кутлахмедов, В. П. Петрусенко // Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 2. – С. 134–136.
- Матвеева І. В. Дослідження та оцінювання надійності систем транспорту радіонуклідів у локальній агроекосистемі / І. В. Матвеева // Вісник національного авіаційного Університету, 2011, № 2 (47), с. 148-154.
- Кутлахмедов Ю. А., Моделирование радиоэкологических процессов методом камерных моделей на примере села в Волинской области / Ю. А. Кутлахмедов, И. В. Матвеева, В. Р. Заитов // Вісник Національного авіаційного університету. – 2005. – № 3. – С. 173–176.
- Кутлахмедов Ю. А. Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии / Ю. А. Кутлахмедов, В. И. Корогодін и др.] // Сб. материалов Международной конференции «Радиоэкология : итоги, современное состояние и перспективы». – Москва, 2008 г. – С. 177-193.
- Методи управління радіоємністю екосистем / Д. М. Гродзинський, Ю. О. Кутлахмедов, О. М. Михсєв, В. В. Родина ; [під редакцією акад. Д. М. Гродзинського]. – Київ : Фітосоціонер, 2006. – 172 с.

Рецензенти: *Міхєєв О. М.*, д.б.н., професор; зав. лаб.;  
*Дружина Н. А.*, д.б.н., професор.

© Кутлахмедов Ю. О., Матвєєва І. В.,  
Родина В. В., Бєвза А. Г., 2012

Дата надходження статті до редколегії: 15.02.2011 р.

**КУТЛАХМЕДОВ Юрій Олександрович** – д.б.н, проф., зав. лаб. радіоекологічної надійності біосистем Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАНУ, Київ, Україна.

**Коло наукових інтересів:** радіобіологія, радіоекологія, надійність біологічних систем на різних рівнях організації біоти, радіаційні та хімічні ризики для людини і біоти навколишнього середовища.

**МАТВЄЄВА Ірина Валеріївна** – к.т.н., заступник директора Інституту екологічної безпеки Національного авіаційного університету, доцент кафедри екології, Київ, Україна.

**Коло наукових інтересів:** екологія, радіоекологія, надійність біологічних систем на різних рівнях організації біоти, радіаційні та хімічні ризики для людини і біоти навколишнього середовища.

**РОДИНА Віктор Володимирович** – молодший науковий співробітник лабораторії радіоекологічної надійності біосистеми Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАНУ, Київ, Україна.

**Коло наукових інтересів:** застосування аналітичної геоінформаційної системи (ГІС) у сучасній екології, радіємкість і надійність біологічних систем на різних рівнях організації біоти, радіаційні та хімічні ризики для людини і біоти навколишнього середовища.

**БЄВЗА Алла Григорівна** – викладач кафедри екології Інституту екологічної безпеки Національного авіаційного університету, Київ, Україна.

**Коло наукових інтересів:** екологія, радіоекологія, надійність біологічних систем на різних рівнях організації біоти, радіаційні та хімічні ризики для людини і біоти навколишнього середовища.