

# Наукові праці

Видається з грудня 2001 року

Науково-методичний журнал



*З. Оршаківська*  
*Генерал*

ріа  
«Техногенна безпека»

157, 2011

163

Постановами Президії ВАК України від 10.03.2010 року № 1-05/2 цей журнал включено до переліку № 112 наукових фахових видань з технічних наук, у яких можуть публікуватися результати дисертаційних робіт на здобуття наукових ступенів доктора і кандидата наук.

(Бюлетень ВАК України, 2010, № 4)

Видання –  
Черноморський державний університет  
імені Петра Могили  
Миколаївська

Засноване у 2001 р.  
Державний Б № 5817  
1992 р.

Редакція:  
Миколаївська –  
Черноморський державний  
університет  
імені Петра Могили  
Державний Б № 9506  
1995 р.

Редакція:  
Миколаївська –  
Черноморський державний  
університет  
імені Петра Могили  
Державний Б № 15281-3853ПР  
1999 р.

Засновано до друку  
Науковою радою  
Черноморського державного  
університету імені Петра Могили  
Державний Б від 10.11.2011 р.)

#### РЕДАКЦІЙНО-ВИДАВНИЧА РАДА:

Клименко Леонід Павлович	голова редакційно-видавничої ради, головний редактор, доктор технічних наук, професор, Заслужений діяч науки і техніки, ректор Черноморського державного університету імені Петра Могили;
Мешаїнов Олександр Павлович	заступник голови редакційно-видавничої ради, заступник головного редактора, доктор педагогічних наук, професор, проректор з наукової роботи Черноморського державного університету імені Петра Могили;
Багмет Михайло Олександрович	голова редколегії серії «Політологія», доктор історичних наук, професор, проректор з науково-педагогічної роботи та питань розвитку Черноморського державного університету імені Петра Могили;
Горлачук Валерій Васильович	голова редколегії серії «Економіка», доктор економічних наук, професор Черноморського державного університету імені Петра Могили;
Грабак Наум Харитонович	голова редколегії серії «Екологія», доктор сільськогосподарських наук, професор, старший науковий співробітник Черноморського державного університету імені Петра Могили;
Дубова Олена Анатоліївна	голова редколегії серії «Філологія. Мовознавство», доктор філологічних наук, професор Черноморського державного університету імені Петра Могили;
Клименко Леонід Павлович	голова редколегії серії «Державне управління», «Техногенна безпека», доктор технічних наук, професор, Заслужений діяч науки і техніки, ректор Черноморського державного університету імені Петра Могили;
Мешаїнов Олександр Павлович	голова редколегії серії «Педагогіка», доктор педагогічних наук, професор Черноморського державного університету імені Петра Могили;
Михальченко Микола Іванович	голова редакційної колегії видання «Сучасна українська політика», член-кореспондент НАН України, доктор філософських наук, професор, президент Академії політичних наук України, провідний науковий співробітник Інституту політичних та етнонаціональних досліджень НАН України;
Науменко Анатолій Максимович	голова редколегії серії «Новітня філологія», доктор філологічних наук, професор Черноморського державного університету імені Петра Могили;
Пронкевич Олександр Вікторович	голова редколегії серії «Філологія. Літературознавство», доктор філологічних наук, професор Черноморського державного університету імені Петра Могили;
Тригуб Петро Микитович	голова редколегії серії «Історія», доктор історичних наук, професор Черноморського державного університету імені Петра Могили, академік УАН;
Фісун Микола Тихонович	голова редколегії серії «Комп'ютерна технологія», доктор технічних наук, професор, старший науковий співробітник Черноморського державного університету імені Петра Могили, дійсний член УАН;
Андрєєв Вячеслав Іванович	відповідальний секретар, кандидат технічних наук, в.о. доцента Черноморського державного університету імені Петра Могили.

Наукові праці : науково-методичний журнал. – Миколаїв : Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2011. – Вип. 157. Т. 169. Техногенна безпека. – 112 с.

Збірка містить наукові статті, де висвітлено результати досліджень науковців України, Білорусії та Росії у галузі радіобіології, радіології, техногенно-екологічної безпеки, а також радіаційної медицини. Усі матеріали, представлені досліджень, обговорені на конференції «Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення» в рамках «Ольвійського форуму - 2011».

#### РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ СЕРІЇ:

- Клименко Леонід Павлович – доктор технічних наук, професор, ректор Черноморського державного університету імені Петра Могили (Миколаїв) - голова редакційної колегії серії «Техногенна безпека»;
- Гресько Людмила Іванівна – доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри біології та екологічної безпеки Черноморського державного університету імені Петра Могили, заступник керівника НМЦ екобезпеки (м. Миколаїв);
- Клименко Леонід Михайлович – доктор технічних наук, професор кафедри прикладної та вищої математики Черноморського державного університету імені Петра Могили (м. Миколаїв);
- Клименко Віктор Олександрович – доктор медичних наук, професор, завідувач кафедри здоров'я людини та фізичної реабілітації Черноморського державного університету імені Петра Могили (м. Миколаїв);
- Клименко Анатолій Якович – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри економічної теорії та міжнародної економіки Черноморського державного університету імені Петра Могили (м. Миколаїв);
- Клименко Валентин Якович – доктор технічних наук, професор кафедри інформаційних технологій і програмних систем Черноморського державного університету імені Петра Могили (м. Миколаїв);
- Клименко Світлана Григорівна – кандидат педагогічних наук, доцент, декан факультету еколого-медичних наук Черноморського державного університету імені Петра Могили (м. Миколаїв);
- Клименко Микола Іванович – доктор технічних наук, професор кафедри кондиціонування та рефрижераторів Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова (м. Миколаїв);
- Клименко Сергій Сергійович – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології, ректор Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова (м. Миколаїв);
- Клименко Олександр Архипович – кандидат технічних наук, доцент кафедри біології та екологічної безпеки Черноморського державного університету імені Петра Могили (м. Миколаїв) - відповідальний секретар редакційної колегії серії «Техногенна безпека»;
- Клименко Юрій Андрійович – доктор біологічних наук, професор кафедри біології та екологічної безпеки Черноморського державного університету імені Петра Могили, керівник НМЦ екобезпеки (м. Миколаїв);
- Клименко Микола Тихонович – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри інтелектуальних інформаційних систем Черноморського державного університету імені Петра Могили (м. Миколаїв).

Статті друкуються в авторській редакції

1609-7742

Черноморський державний університет імені Петра Могили. 2011

АДРЕСА РЕДАКЦІЇ:  
54003, м. Миколаїв,  
вул. 68 Десантників, 10  
Тел.: (0512) 76-55-99, 76-55-81,  
факс: 50-00-69, 50-03-33,  
E-mail: avi@kma.mk.ua

# ЗМІСТ

<b>РОЗДІЛ I. РАДІАЦІЙНА І ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА</b> .....	4
<b>Григор'єва Л. І.</b> Прогнозні дозиметричні моделі у системі контрзаходів впливу енергетично-підсилених джерел природного походження .....	5
<b>Костенко І. Н., Хворостенко М. І.</b> Новые дозиметрические величины и единицы сверхмагнитного поля сверхнизкой частоты .....	15
<b>Королев В. Г.</b> Развитие репарационных систем в процессе эволюции .....	23
<b>Кутлахмедов Ю. А., Саливан А. Г., Пчеловская С. А., Родина В. В., Матвеева И. В., Русенко В. П., Огородник А. Н.</b> Вклад радиозкологических исследований Чернобыльской аварии в развитие современной экологии .....	29
<b>Курченко Г. Е., Поликарпов Г. Г.</b> Естественная радиоактивность морской среды: фоновые дозовые нагрузки на рыб Черного моря .....	37
<b>Лаврова Н. Ю.</b> Радионуклиды $^{90}\text{Sr}$ и $^{137}\text{Cs}$ в гидробионтах Черного моря после аварии Чернобыльской АЭС .....	40
<b>Лавров Н. Б., Мосез К. А., Буко И. В., Полонецкий Л. З., Гончар А. Л.</b> Вклад генов PAI-1 (гена ингибитора активатора плазминогена) и LDLR (гена рецептора липопротеина низкой плотности) в комплексе экологических и генетических факторов, приводящих к развитию миокарда .....	49
<b>Лавренко А. М.</b> Забезпечення екологічної безпеки масивів-хвостосховищ (на прикладі Миколаївського глиноземного заводу) .....	55
<b>Лавренко Н. Н.</b> Ведущая роль донных отложений в перераспределении плутония в морских экосистемах .....	63
<b>Лавренко Ю. А., Григор'єва Л. І.</b> Фітодезактивація технологічних водойм АЕС у системі забезпечення екологічної безпеки АЕС .....	71
<b>РОЗДІЛ II. РАДІОБІОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ДІЇ ІОНІЗУЮЧОГО ПРОМІНЮВАННЯ</b> .....	75
<b>Лавренко Д. М., Евстюхина Г. А., Кольтовер В. К., Королев В. Г., Кутлахмедов Ю. А.</b> Влияние влияния магнитного изотопа магния-25 на пострадикационное восстановление <i>Saccharomyces cerevisiae</i> .....	76
<b>Лавренко И. Н., Хворостенко М. И.</b> Новые методы патогенетической терапии поздних повреждений .....	80
<b>Лавренко А. В., Грищенко Т. П., Сухина Е. Н.</b> Хрономодулированная химиотерапия как способ снижения токсичности лечения рака прямой кишки .....	83
<b>Лавренко М. І., Хворостенко Ю. М., Бомбін А. В., Санік В. Й.</b> Променева терапія комбінованого лікування проксимального відділу раку шлунка .....	88
<b>РОЗДІЛ III. ЕНЕРГОЕФЕКТИВНІ ТА ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНІ ТЕХНОЛОГІЇ</b> .....	92
<b>Лавренко В. П., Чухлебов А. В.</b> Использование потенциала солнечной энергии в энергосбережении учебных заведений на юге Украины .....	93
<b>Лавренко Д. О.</b> Проблеми первинного та вторинного забруднення питної води в Причорномор'ї .....	98
<b>Лавренко М. В.</b> Обработка температурных данных у системі «Енергоефективний будинок» .....	104
<b>ІНДЕКС ІМЕН ТА ПРО АВТОРІВ</b> .....	109

## 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 Кн – 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, схилосих екосистема) екологічний норматив буде різним у залежності від значень Кн-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 Kn-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 прогноза и расчетов радиоэкологических процессов в разных типах экосистемах. Кыштымская и, особенно, Чернобыльская авария показали четкую необходимость развития именно теоретических исследований в этой области. Доминирующие исследования по мониторингу радионуклидных загрязнений в экосистемах, конечно необходимы, но не достаточны, для использования широкого круга теоретических моделей не позволяют делать заметных обобщений и 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-

предельное количество радионуклидов, в силу дозовому воздействию еще не достигли основных функций биоты: спонтировать биомассу и кондиционировать ее. Построены модели радиоемкости предложены параметры, способные реагировать на воздействие разных факторов (температура, тяжелых металлов). По результатам экспериментов предложенные параметры способны четко отображать реакцию биоты и опережать по своим динамическим ростовым показателям. Показано, что изменение параметров радиоемкости может служить в качестве экологического термометра, индикатора состояния и благополучия биоты, и для радиозиметрической оценки влияния химических факторов. Разработаны методики для оценки синергизма действия факторов. Показано, что в динамике в экосистемах характер взаимодействия факторов меняется от синергизма к антагонизму. Далее нами показана ведущая роль биоты в восстановлении при действии на биоту химических факторов. Показано, что в результате аварии такой трассер может быть обнаружен спутником в жизни биологи-

ческих 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, контрасты 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.

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

где  $h$  – коэффициент накопления, «вода – донные отложения»;  $H$  – толщина сорбирующего слоя в водоеме;  $k$  – коэффициент глубина водоема, а  $F$  показывает, сколько радионуклидов, содержащаяся в водоеме, удерживается в донных отложениях ( $F$ ), а какая – в биоте. 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

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

где  $P$  – коэффициент биомассы в единице объема;  $K$  – коэффициент поглощения «вода – биота». Показано, что можно рассчитать  $F_0$  для реальной биоты. Если  $P$  составляет  $10 \text{ г/м}^3$ , средний коэффициент поглощения  $K = 10^4$ , средняя глубина водоема  $H = 0,1 \text{ м}$ ,  $k = 800$ , то мы получим коэффициент радиоемкости  $F_0$  близкое к 0,9, когда поступившие в водоем радионуклиды удерживаются в биоте (7). При отмирании биоты радионуклидов-трассеров они оседают в донные отложения.

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:

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

Формула показывает, что чем больше водоемов задействовано в каскаде, тем выше радиоемкость. Общая радиоемкость каскада всегда больше радиоемкости самого первого водоема. Построены модели для оценки радиоемкости разных типов экосистем: городских, 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.

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

коэф  
Эт  
нак  
бис  
ше  
эле  
вид  
тра  
по  
эле  
фа  
изо  
(во  
мет  
пол  
зато  
пос  
пар

где  
кон  
ком  
ког  
вли  
что  
на  
мо  
сни  
в с

хра  
заг  
и Р  
леж  
пов  
вод  
сто  
рит  
20 %  
где

□  
□  
□  
□  
□

в системе «вода – биота». Чем больше биомасса и коэффициент поглощения, тем лучше состояние экосистемы. Отношение скоростей поглощения радионуклида, а значит, и питательных веществ биотой. Здесь отчетливо прослеживаются факторы радиоемкости по показателям – скоростей поглощения биотой (растворенных веществ и питательных веществ под влиянием стресс-факторов – тяжелых металлов и др.) коэффициент накопления радионуклида. В этом изменились параметры при этом под влиянием радионуклида биологические показатели роста биомассы, – то есть изменение показателей и факторов.

## 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

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

где  $Z_{Cd,обл}$  – отношение при радиации и токсическом действии для независимых факторов. Если  $p = 1$ , то понятно, что действие разных факторов не взаимодействует. Если  $p < 1$ , то это свидетельствует о негативном вкладе взаимодействия двух факторов в радиоемкость 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:

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

можно получить:

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

Днепровских водохранилищ. В результате регулирования каскада АЭС произошло изменение территории Беларуси, Украины и территории Днепро-Бугского лимана. В результате каскада Днепровских водохранилищ примерно 40 % территории Беларуси, 40 % дает территории Украины, остальные территории Украины, территории Украины. 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

Оценки параметров Днепровских водохранилищ для Cs-137.

Водохранилище	Объем (км <sup>3</sup> )	Средняя глубина (м)	Толщина ила (см)	Кп (вода-донные отложения)	Фактор радиоемкости
Днепр	3.7	4	10	100	0.7
Кременчугское	2.4	4	10	50	0.6
Каневское	13.5	6	10	800	0.8
Днепро-Бугское	2.4	4	10	100	0.7
Яготинское	3.3	8	10	230	0.7
Днепро-Бугское лиман	18.2	8	10	280	0.7

...ые исходные расчетные параметры емкости отдельных водохранилищ по отношению к радионуклидам Cs-137, каскад Днепровских водохранилищ. ...е из водохранилищ по отношению к Cs-137 обладает не очень высокой. Ввиду того, что каскад водохранилищ представляет собой систему вяло текущих водоемов, мы вправе применить формулу (8) для расчета общей радиоемкости каскада водохранилищ равен  $F_k =$  ... величина отражает чрезвычайно высокую радиоемкость каскада, которая намного превышает радиоемкость максимального по радиоемкости водохранилища (табл. 1). ... формула и оценка радиоемкости каскада Днепра позволила в первый после аварии год достаточно точно спрогнозировать содержание радионуклидов Cs по каскаду в его отложениях и воде, и предсказать, что содержание радионуклидов Cs будет прочно удерживаться в Киевском водохранилище. Эта модель сделана для случая разового поступления радионуклидов в каскад. Для ситуации постоянного поступления радионуклидов модель 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 лонных 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-онушка, камера-луг, камера-терраса, камера-пойма, камера-вода озера, камера-биота озера, камера-донные отложения озера, камера-человек (рис 1):

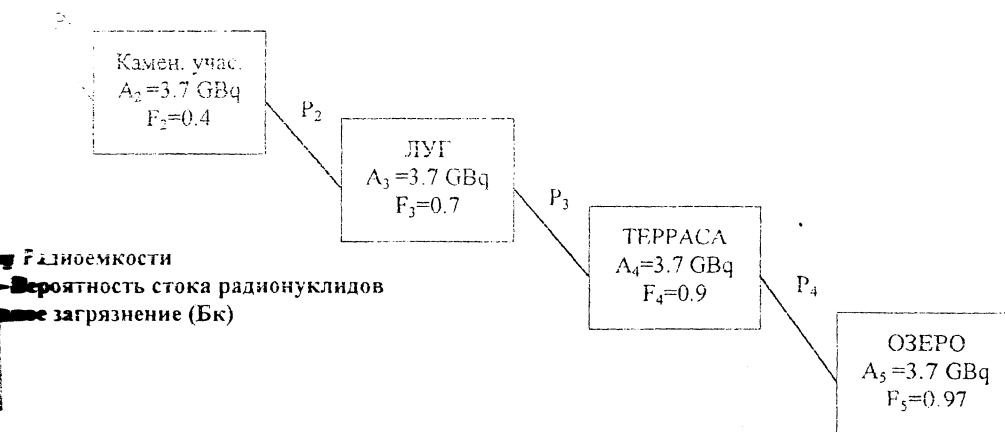


Рис 1. Блок-схема типовой склоновой экосистемы

...между камерами задается с вероятностью перехода радионуклидов в другую за единицу времени — коэффициент перехода радионуклидов (6 (вода) в камеру 7 (биота)). Коэффициенты выбраны из натуральных данных: крутизна склона, характер растительности (т. д.), типа грунта (черноземный, серый-лесной), объема стока воздуха, направления и силы ветра и других физических параметров (6, 7). Анализ радиоемкости ландшафта и радионуклидов в склоновых экосистемах основан практически на любом

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 —

вероятность и определяется по формуле  $P = P_2 \times P_3 \times P_4 \times P_5$  (1,9-13).

Основную проблему представляют реальные ландшафты, когда оценки параметров радиоемкости относятся к большим территориям, где действуют различные факторы влияющих на перераспределение радионуклидов по биотическим и абиотическим компонентам экосистем. Определены главные факторы влияющие на параметры радиоемкости – крутизна склона, вид растительного покрытия поверхности, тип почвы. Известно из натуральных исследований за процессами движения радионуклидов в склоновом системах, и за процессами стока при действии поверхностного стока, интенсивность стока резко возрастает с крутизной склона. По нашим оценкам и литературным данным, при крутизне склона в  $1-3^\circ$  вероятность стока составляет 0.01-0.05 от запаса на данном участке, 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.

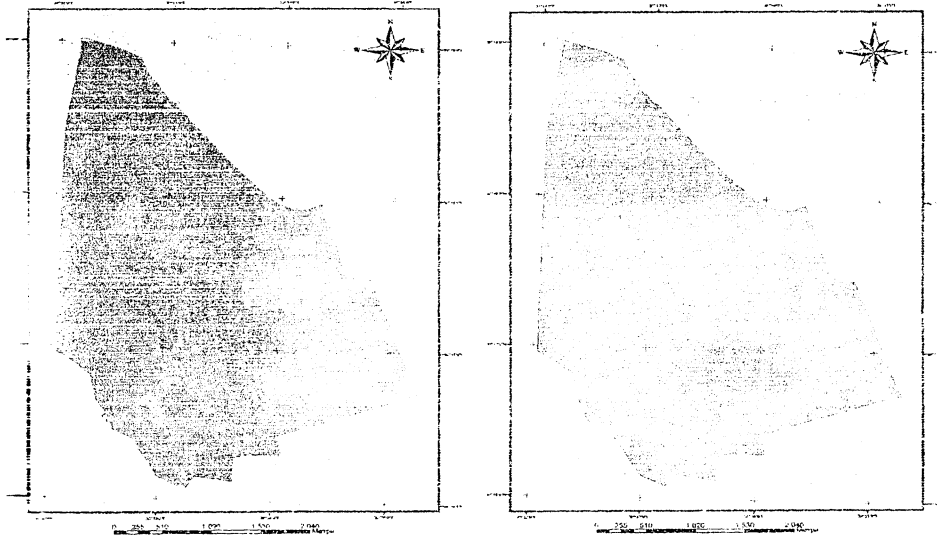


Рис. 2. Картограмма распределения параметра радиоемкости на исследуемом полигоне (слева) и карта рельефа (справа)

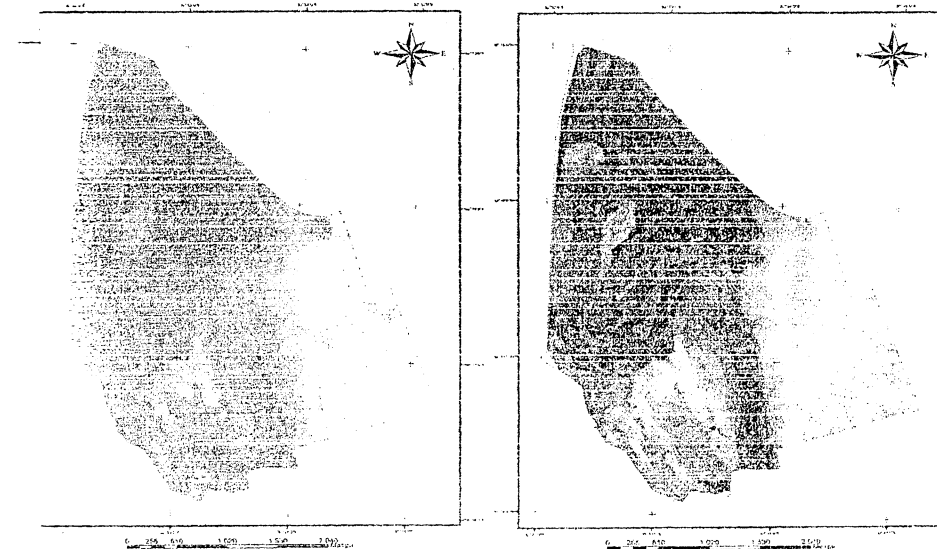


Рис. 3. Картограмма распределения радионуклидов на исследуемом полигоне через 20 лет после выпадения (слева) и через 30 лет после выпадения



нами получены оценочные и прогнозные карты выбранного полигона – заказник «Заспе» возле Киева, на берегу реки Заспе. Показаны карты ландшафта исходной структуры его рельефа. Используя модель перераспределением радионуклидов в биоте нами построены карты исходной структуры загрязнения ландшафта Cs-137, стратификация радионуклидов через биоту. Видно, что ожидается заметное увеличение радионуклидов в исследуемом ландшафте, которое усиливается через 20 лет после аварии прогнозная карта будет остро выраженное концентрирование радионуклидов в зонах понижения ландшафта.

Использование карт, разработанных нами, предоставляет возможность моделировать процесс загрязнения ландшафта, по результатам точечных измерений в полевых условиях, осуществив мониторинг показателей загрязнения на территории заказника.

**Мониторинг радиационного фактора и перспективы**

Сейчас в стране и мире система мониторинга не решает проблему загрязнения экосистем, которая оказывается следствием радиационных аварий и выпадений. Оценка влияния радионуклидов из Кыштымской и Чернобыльской катастрофы имеют место. Проблема МНРЗ, наконец-то была решена созданием специальной системы мониторинга. МНРЗ предлагает путь мониторинга чувствительных видов в экосистеме, где можно судить о превышении допустимых уровней загрязнения. На наш взгляд, разработка таких нормативов на допустимые уровни радионуклидов в биоту экосистем является подходом и созданием специальных мер в существующей системе гигиенического контроля относительно простые методы оценки допустимых уровней загрязнения воды и продуктов питания. Для контроля и выполнения нормативов может быть обеспечено соблюдение экологических нормативов на загрязнение биоты намного.

Ограничить дозу воздействия на экосистему необходимо установить строгости распределения и перераспределения радионуклидов по компонентам ландшафта для определения критического уровня депонирования радионуклидов в биоте и/или наивысшего воздействия на биоту. Такие эффекты влияния на биоту. Соответственно 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 <sup>137</sup>Cs в каждой из компонент биоты исследуемой экосистемы. Используя данные о Ки (коэффициентах накопления) <sup>137</sup>Cs, моделей радиоемкости различных составляющих данной экосистемы и результатов камерной модели исследуемой экосистемы, можно получить данные о динамике распределения и перераспределения радионуклида <sup>137</sup>Cs, в соответствии с системой дифференциальных уравнений представляющих камерную модель. Чтобы практически использовать предлагаемый подход сделаем следующий расчет. Допустим, что начальный уровень поступления радионуклидов <sup>137</sup>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 <sup>137</sup>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 <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 озера. Из таблицы 2 следует, что в зависимости от Ки – 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

ка:  
эк:  
сб:  
сиг:  
по.

Ог1
Ог2
Ог3
Вну
Сум
Доп
услс
прег
Доп
услс
прег

в те  
дву  
сбр  
эпи  
эко.  
пос  
выс  
100:  
ситу  
сбр  
пос  
мен  
знач  
скло  
урог  
урог  
верх  
ради  
допу  
нени  
При  
норм  
при  
буде  
уров  
на те  
<sup>137</sup>Cs  
не п  
саем  
корм  
гигие  
моло  
загр  
для и  
гигис  
радис  
в дан

склоновой экосистемы. При этом жесткость экологического норматива на допустимые уровни радионуклидов заметно возрастает при этом, когда радионуклидному загрязнению  $^{137}\text{Cs}$  соответствуют 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  $K_n$  для биоты бентоса (при расчетном значении поступления в лес 1 МБк  $^{137}\text{Cs}$ )

Дозы от компонент озерной экосистемы, которые действуют на биоту	$K_n$ – биоты донных отложений озера (бентоса)					
	1	10	100	1000	10 000	100 000
Доза от отложений	5,4-9*	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9
Доза от поступающей биомассы озера	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8
Доза от поступающей биомассы озера	1,4-8	1,4-7	1,4-6	1,4-5	1,4-4	1,4-3
Доза от поступающей биомассы озера	3,3-8	3,3-7	3,3-6	3,3-5	3,3-4	3,3-3
Доза от поступающей биомассы озера	5,2-8	4,8-7	4,7-6	4,7-5	4,7-4	4,7-3
Доза от поступления в лес $^{137}\text{Cs}$ при $K_n = 1000$	7,7+13 Бк	8,4+12 Бк	8,4+11 Бк	8,5+10 Бк	8,5+9 Бк	8,5+8 Бк
Доза от поступления в лес $^{137}\text{Cs}$ при $K_n = 1000$	2100 Ки	220 Ки	22 Ки	2,3 Ки	0,23 Ки	0,023 Ки
Доза от поступления в лес $^{90}\text{Sr}$ при $K_n = 1000$	2,9+14 Бк	3,8+13 Бк	3,9+12 Бк	3,9+11 Бк	3,9+10 Бк	3,9+9 Бк
Доза от поступления в лес $^{90}\text{Sr}$ при $K_n = 1000$	7800 Ки	1020 Ки	105 Ки	10,5 Ки	1 Ки	0,1 Ки

...визируя результаты расчетов представленные в таблице 2, следует подчеркнуть, что в последних расчетах сделан перерасчет допустимых уровней радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в озеро с помощью, который вышс, простой пропорции. Таким образом, гигиенический норматив на допустимый уровень радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в первый год после аварии, при расчетном значении  $K_n$  донной биоты в озерной биоте не должен превышать всего 2,3 Ки в случае годового сброса. В случае дополнительных поступлений радионуклидов в лес в последующие годы после аварии, этот норматив будет оценен еще раз по величине. Речь идет о том, что высокие значения  $K_n$  донной биоты, критической для данной экосистемы, означают резко ограниченные возможности экологических нормативов на допустимые уровни сброса и выброса радионуклидов даже на крутом участке склона. В ситуациях поступления радионуклидов в нижележащие участки склона, гигиенический экологический норматив на их загрязнение радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$ , будет заметно ниже. Таким образом нетрудно посчитать, что гигиенические нормативы на воду озера, как питьевую (2 Бк/л), в данных экологических нормативах никогда не будут превышен. Тоже самое можно показать, что в случае загрязнения травы на лугу, кормовых трав на террасе, при уровне поступления радионуклидов в лес на уровне 2,3 Ки или 0,23 Ки, никогда не будут 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 радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$  в 100 Бк/л. Тоже самое касается уровней радионуклидов овощей от использования воды озера для полива, также не приведут к превышению гигиенического норматива на загрязнение овощей радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$ , в 100 Бк/кг. Таким образом в 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 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 отложений в зависимости от распределения поллютантов по компонентам экосистемы и т. д. Сложность задачи возрастает при анализе и расчете экологических

для разных типов экосистем, особенно в сложные составные ландшафтные структуры может означать, что экологическое нормирование, коль скоро оно будет разработано, потребует значительных теоретических и экспериментальных усилий.

1. Korogodin V., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V. Yu. Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. – 1997. – 5 (1). – С. 67-73.
2. Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // Мед. радиология. – 1960. – № 1. – С. 67-73.
3. Ю. А., Корогодин В. И., Кольтовер В. К. Основы радиозологии. – Киев: Вища шк. 2003. – 319 с.
4. Г. Г., Цыбугина В. Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле // радиационная экология. – 1995. – Т. 35. № 4. С. 536-548
5. (1992): Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Risk. Radioactivity Vol. 35, N1, : 37-51.
6. Ю. А., Петрусенко В. П. Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів у типовій екосистемі схилів для ландшафтів Волинської області. Національного авіаційного університету. – 2006. – № 2. – С. 134-136.
7. Ю. А., Петрусенко В. П. Аналіз ефективності контрзаходів для захисту екосистем на схилі ландшафтів Волинської області. Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 4. – С. 163-165.
8. Ю. А., Коломиец О. Д., Гудков И. Н., Кутлахмедов Ю. А. Формирование радиобиологической реакции растений на радиационное загрязнение. Москва, Киев. 216 с.
9. Ю. А., Гудков И. Н., Кутлахмедов Ю. А. Последняя публикация в вестнике – 2011
10. Ю. А., Матвеева И. В., Зайтов В. Р. Моделирование радиозологических процессов методом камерных моделей в Волинской области. Вісник Національного авіаційного університету. – 2005. – № 3. – С. 173-176.
11. Ю. А., Матвеева И. В., Исаенко В. Н. Особенности радиозологических процессов в селе Тернопольской области, полученные с помощью камерных моделей. Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 2. – С. 126-128.
12. Ю. А., Корогодин В. И., Родина В. В., Матвеева И. В., Петрусенко В. П., Саливон А. Г., Ленишина А. Н. Теория и практика в современной радиозологии. В сб. материалов Международной конференции «Радиозология: итоги, проблемы и перспективы», Москва 2008 Г. с. 177-193.
13. Ю. А., Кутлахмедов Ю. О., Михеев О. М., Родина В. В. Методи управління радіоемісією екосистем / Під редакцією М. Гродзинського. – Київ: Фітосоціонер, 2006. – 172 с.

Гудков И. М., д.б.н., профессор;  
Ленишина А. Ю. А., д.б.н., профессор

Ю. А., Саливон А. Г.,  
Г. Г., Родина В. В.,  
В. П., Петрусенко В. П.,  
И. Н., 2011

Стаття надійшла до редколегії 05.06.2011 р