

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ДЕЙСТВИЯ РАДИАЦИОННОГО ФАКТОРА НА БИОТУ ОЗЕРНОЙ ЭКОСИСТЕМ

И. В. Матвеева

Национальный авиационный университет

Проспект космонавта Комарова, 1, 03680, Киев, Украина. E-mail: irinaV-18@yandex.ru

Предложен новый подход к созданию системы экологического нормирования. Такая система не совпадает с действующей системой гигиенического нормирования, поскольку при соблюдении гигиенических нормативов дозовые воздействия на биоту экосистем могут быть критическими. Опираясь на модели радиационной емкости и теорию надежности экосистем, предложен метод установления критического состояния биоты на примере озерной экосистемы. Через оценку и контроль критической дозовой нагрузки на исследуемую биоту, через модели радиоемкости определяются уровни допустимого загрязнения радионуклидами компонентов экосистемы. От решения данных проблем зависит возможность создания, обоснования и применения результативных контрмер по защите биоты в зоне радионуклидных и других загрязняющих факторов физической и химической природы (например, тяжелыми металлами). Уровни допустимого радионуклидного загрязнения оцениваются как такие, при которых дозовая нагрузка на критическую биоту озера не должна превышать предельно допустимую – 4 Гр/год.

Ключевые слова: радиоемкость экосистем, дозовые нагрузки на биоту, экологический норматив.

ЕКОЛОГІЧНЕ НОРМУВАННЯ ДІЇ РАДІАЦІЙНОГО ФАКТОРА НА БІОТУ ОЗЕРНОЇ ЕКОСИСТЕМИ

І. В. Матвєєва, к.т.н, доцент

Національний авіаційний університет

Проспект космонавта Комарова, 1, 03680, Київ, Україна. E-mail: irinaV-18@yandex.ru

Запропоновано новий підхід до створення системи екологічного нормування. Така система не збігається з діючою системою гігієнічного нормування, оскільки при дотриманні гігієнічних нормативів дозові впливи на біоту екосистем можуть бути критичними. Спираючись на моделі радіаційної ємності і теорію надійності екосистем запропонований метод встановлення критичного стану біоти на прикладі озерної екосистеми. Через оцінку і контроль критичного дозового навантаження на біоту екосистеми, яка досліджується, через моделі радіоемності визначаються рівні допустимого забруднення радіонуклідами компонентів екосистеми. Від вирішення даних проблем залежить можливість створення, обґрунтування та застосування результативних контрзаходів щодо захисту біоти в зоні радіонуклідних та інших забруднюючих факторів фізичного та хімічного походження (наприклад, важкими металами). Рівні допустимого радіонуклідного забруднення оцінюються як такі, при яких дозове навантаження на критичну біоту озера не повинно перевищувати гранично допустиму – 4 Гр / рік.

Ключові слова: радіоемність екосистем, дозові навантаження на біоту, екологічний норматив.

АКТУАЛЬНОСТЬ РАБОТЫ. Теоретическая экология и радиоэкология не имела выбора моделей и параметров, пригодных для оценок и расчетов радиоэкологических процессов и рисков в экосистемах разного типа. Кыштымская (Россия, 1956) и, особенно, Чернобыльская (1986) аварии показали четкую необходимость развития именно теоретических исследований в этой 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 большого количества имеющихся данных по мониторингу. Поэтому возникает необходимость создания подходов для опережающей оценки состояния биоты экосистем при действии разных факторов влияния физической и химической природы. Эту роль может выполнить развитая нами теория и модели радиоемкости экосистем при решении проблемы экологического нормирования допустимых сбросов и выбросов разных радионуклидов в любые экосистемы. Это важно потому, что существует потребность согласовать эти

процессы на основе экологического нормирования, а не только на базе гигиенических стандартов, которые доминируют в современной экологии. Существующая парадигма современной экологии об отсутствии проблем для биоты в случае выдерживания норм для человека является неверной, не всегда выполняется, на что указывают современные исследования и расчеты. Это в первую очередь связано с теми фактами, что человек способен избегать негативных влияний поллютантов, а биота, как правило, не может этого делать. Проблема экологического нормирования допустимых сбросов и выбросов разных радионуклидов в любые экосистемы важна еще и потому, что существует актуальная потребность согласовать эти процессы не только с гигиеническими стандартами, которые доминируют в современной экологии, но и с экологическим нормированием. Существующая парадигма современной экологии об отсутствии проблем для биоты в случае выдерживания норм для человека является не всегда верной, не всегда выполняется, на что указывают современные исследования и расчеты. Это в первую очередь связано с теми фактами, что человек способен

избегать негативных влияний поллютантов, а биота, как правило, не может этого делать.

Действующая парадигма экологии, когда благополучие биоты экосистем определяется через нормативы о пригодности природопользования людей, не выдерживает критики. По этой причине Международная комиссия радиационной защиты в публикации № 80 поставила задачу создания системы экологического нормирования, опираясь на реакцию биоты на те или иные дозовые нагрузки [1, 4]. Здесь предлагаются варианты, когда нормирование радиационного фактора та биоту оценивается через реакцию критических (наиболее радиочувствительных) видов организмов. Но следует заметить, что критический вид для одной экосистемы, может не быть критическим для других типов экосистем [1, 4]. Поэтому и возникла необходимость в формировании других подходов, обоснованию которого и посвящена статья. От решения данных проблем зависит и возможность создания и реализации эффективных контрмер по защите биоты в зоне радионуклидных и других загрязнений (тяжелыми металлами, например).

Задача экологического нормирования радионуклидных загрязнений экосистем отягощается реально существующим синергизмом в действии разных поллютантов на биоту. Как правило, воздействие радионуклидных загрязнений может усиливаться при их комбинации с воздействием тяжелых металлов (кадмия, свинца например). Почему же важно начать работу по созданию экологических нормативов именно для радионуклидных загрязнений. Во-первых, такие радионуклиды как ^{137}Cs относительно легко определяются, и, во-вторых, являются биогенными аналогами такого макроэлемента, как калий. Таким образом, оценка динамики миграции и перераспределения ^{137}Cs в разных типах экосистем, позволяет использовать параметры этих процессов, как трассеры – для установления фундаментальных характеристик самого разного типа экосистем. После Чернобыльской аварии мы «щедро» разбросали этот трассер по территории Украины, Беларуси и России, и нет у нас таких экосистем и биоты, которая не попала бы под это воздействие. Поэтому естественно использовать этот трассер для анализа и разработки проблем экологического нормирования. Результаты такого исследования будут возможно распространить на самые различные типы экосистем и использовать для решения задач экологического нормирования самых разных поллютантов, физической и химической природы. Таким образом, предлагаемый нами подход, позволит сделать вклад в общую и теоретическую экологию.

Цель работы: сформировать подходы к принципам обоснования и создания экологических нормативов на допустимые уровни радиационного воздействия на биоту экосистем, отличающуюся от действующей системы гигиенического нормирования. Речь идет о том, что в ситуациях соблюдения гигиенических нормативов дозовые воздействия на биоту экосистем могут быть критическими.

МАТЕРИАЛ И РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. В большинстве радиологических ситуаций биота в среде, где она произрастает, подвергается одновременно внешнему (от источников облучения, находящихся вне биоты) и внутреннему (от инкорпорированных в тканях радионуклидов) облучению. В облучаемом биоценозе для исследуемых организмов источниками облучения могут стать инкорпорированные (накопленные) радионуклиды, содержащиеся в соседних организмах. Для отдельных органов растений и животных внешними также являются источники, которые находятся в других частях этого же растения или животного.

При загрязнении биоценозов искусственными радионуклидами на начальном этапе радиоактивные вещества находятся на поверхности почвы и воды, в контакте с растениями или животными. Только через определенный промежуток времени под влиянием ветра, осадков, увеличения биомассы радионуклиды перераспределяются по абиотической составляющей экосистемы, а также в результате миграционных процессов или антропогенных мер перемещаются в глубину почвы и водоема.

В случае радионуклидных выбросов в окружающую среду возникает необходимость определения граничных значений поступления радионуклидов в экосистему, когда вследствие их действия еще не происходят существенные изменения в самой экосистеме.

Природной мерой для оценки предельно допустимого выброса радионуклидов в экосистему является дозовая нагрузка или мощность годовой дозы облучения. В работе Г.Г. Поликарпова и В.Г. Цыцугиной [1] была введена шкала дозовых нагрузок на экосистемы в виде четырех дозовых границ (таблица 1).

Таблица 1 – Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах

Номер дозового предела	Зона	Мощность дозы, Гр/год
1	Зона радиационного благополучия	< 0,001 – 0,005
2	Зона физиологической маскировки	> 0,005 – 0,05
3	Зона экологической маскировки:	
3.1	а) наземные животные	> 0,05 – 0,4
3.2	б) гидробионты и наземные животные	> 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 животных	≥ 4
4.3	в) катастрофических для животных и растений	≥ 100

Из таблицы видно, что реальной дозой границы для сброса и «складирования» радионуклидов в экосистемах и их компонентах может быть мощность дозы, которая не превышает 0,4-4,0 Гр/год, когда по шкале можно ожидать сначала проявления явных экологических эффектов. Согласно оценок мощность фонового облучения в 0,4-4,0 Гр/год отвечает

концентрации ^{137}Cs около 200-1000 кБк/кг в экосистеме или ее компонентах (наземные растения и гидробионты) и около 200 кБк/кг для экосистемы с включением наземных животных, что в среднем составляет 600 кБк/кг. Расчеты, проведенные на основе дозовых коэффициентов, разработанных В. Amigo, представлены в таблице 2 [2].

Таблица 2 – Величины значений дозовых коэффициентов для биоты экосистем по некоторым радионуклидам

Радионуклид	Внутреннее облучение Гр/год/Бк/кг	Внешнее облучение			
		Вода Гр/год/Бк/м ³	От воздуха Гр/год/Бк/м ³	От почвы Гр/год/Бк/кг	Вегетация Гр/год/Бк/кг
^{137}Cs	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-9}$	^{137}Cs	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-9}$
^3H	$2,88 \cdot 10^{-8}$	0	^3H	$2,88 \cdot 10^{-8}$	0
^{40}K	$3,44 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-9}$	^{40}K	$3,44 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-9}$
^{32}P	$3,52 \cdot 10^{-6}$	$1,57 \cdot 10^{-9}$	^{32}P	$3,52 \cdot 10^{-6}$	$1,57 \cdot 10^{-9}$
^{241}Am	$2,86 \cdot 10^{-5}$	$1,48 \cdot 10^{-10}$	^{241}Am	$2,86 \cdot 10^{-5}$	$1,48 \cdot 10^{-10}$
^{239}Pu	$2,64 \cdot 10^{-5}$	$3,72 \cdot 10^{-12}$	^{239}Pu	$2,64 \cdot 10^{-5}$	$3,72 \cdot 10^{-12}$
^{90}Sr	$9,92 \cdot 10^{-7}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$	^{90}Sr	$9,92 \cdot 10^{-7}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$
^{222}Rn	$1,12 \cdot 10^{-4}$	$8,91 \cdot 10^{-9}$	^{222}Rn	$1,12 \cdot 10^{-4}$	$8,91 \cdot 10^{-9}$
^{14}C	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$6,51 \cdot 10^{-12}$	^{14}C	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$6,51 \cdot 10^{-12}$

Данные таблицы 2 позволяют рассчитывать дозовые нагрузки на дикую биоту в разных типах экосистем.

Экологическое нормирование в озерной экосистеме. Результаты моделирования допустимых сбросов в озерную экосистему [3]

По оценке предельно допустимых концентраций радионуклидов ^{137}Cs в элементах экосистемы возможно оценить критические сбросы и выбросы в экосистемы (начнем с примера – озеро). На основе модели радиоемкости озерной экосистемы [3] нами показано, что для бентоса донных отложений пресноводного водоема предельно допустимый сброс радионуклидов в водоем (N_k) не должен превышать следующую величину:

$$N_k < \frac{LHS}{kF}, \quad (1)$$

где L – рассчитан на основе предельной дозы в 4 Гр/год (предел) концентрации радионуклидов в ^{137}Cs в водной биоте (600 кБк/кг); S – площадь водоема; H – средняя глубина водоема; k – коэффициент накопления радионуклидов из воды донными отложениями; F – фактор радиоемкости донных отложений водоема.

Для живущей в толще воды биоты предельно допустимый сброс радионуклидов не должен превышать (N_b):

$$N_b < \frac{LHS}{K_b(1-F)}, \quad (2)$$

где K_b – коэффициент накопления ^{137}Cs в системе вода-биота водной толщи.

Для конкретного пресноводного водоема, где $S = 2 \text{ км}^2$, $H = 4 \text{ м}$, $K_b = 1000$, $F = 0,7$ критическая величина сброса радионуклидов по расчетам по этой модели составляет не больше: $N_b < 10 \text{ ТБк}$ в воду

всего водоема. В тоже время критическая величина сброса радионуклидов в водоем для его бентоса оценивается по формуле (1) величиной $N_k < 110 \text{ ГБк}$. Эта величина в 90 раз меньше, чем допустимый сброс ^{137}Cs в воду данного озера, который оценивается для биоты водной толщи водоема. Далее, для наглядности, приведем конкретный пример применения такой модели к озерной экосистеме.

Анализ и расчет допустимых сбросов радионуклидов в озеро.

Допустим, что в озеро площадью в 1 км^2 было сброшено всего $1 \text{ МБк } ^{137}\text{Cs}$. Пусть глубина озера составляет 5 м, толщина активного слоя ила – 10 см, коэффициент накопления (K_H) илов – 200, а в расчет возьмем варианты когда K_H биоты живущей в донных отложениях, который составляет от 1 до 100000. Проведем анализ того, какие количества радионуклида можно сбросить в такое озеро с тем, чтобы доза на биоту бентоса не превышала критический предел K_H в 4 Гр/год. Используя, выше приведенные формулы проведем расчет допустимых сбросов ^{137}Cs (таблица 3).

Расчет был проведен следующим образом. Зная закономерность перераспределения радионуклидов по компонентам озерной экосистемы можно установить уровни радиоактивности во всех составляющих. Потом, используя таблицу дозовых цен или коэффициентов (табл. 2), можно рассчитать составляющие дозы на биоту от разных компонентов озерной экосистемы при разных значениях K_H биоты бентоса. Суммируя дозу по соответствующим столбцам таблицы 3, мы рассчитаем суммарную дозу на бентос при величине исходного сброса радионуклидов всего в $1 \text{ МБк } ^{137}\text{Cs}$. Далее берем, например, суммарную дозу в последнем столбце, которая равняется $4,7 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/год}$, это при сбросе в 1 МБк . А если допустимая доза на донную биоту, как мы определили, не должна превышать 4 Гр/год, то разделив величину 4 Гр/год на оценочную величину $4,7 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/год}$, мы имеем оценку количества – Бк в

допустимом сбросе, что составляет – $8,5 \cdot 10^8$ Бк/год, или 0,023 Ки/год. Таким образом, следует отметить, что при сверхвысоких значениях K_H биоты (100000 единиц) допустимый годовой сброс радионуклидов в

исследуемое озеро, может составить очень малую величину, всего 0,023 Ки/год всего на 1 км^2 площади озера.

Таблица 3 – Расчет величины дозы на компоненты озерной экосистемы и допустимого годового сброса ^{137}Cs в зависимости от значений K_H для биоты бентоса *

Дозы от компонент озерной экосистемы, которые действуют на биоту	K_H биоты донных отложений озера (бентоса)					
	1	10	100	1000	10000	100000
От воды	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9
От донных отложений	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8
От вегетирующей биомассы озера	1,4-8	1,4-7	1,4-6	1,4-5	1,4-4	1,4-3
Внутренняя доза	3,3-8	3,3-7	3,3-6	3,3-5	3,3-4	3,3-3
Суммарная доза на биоту	5,2-8	4,8-7	4,7-6	4,7-5	4,7-4	4,7-3
Допустимый сброс в озеро ^{137}Cs за год	7,7+13 Бк 2100 Ки	8,4+12 Бк 220 Ки	8,4+11 Бк 22 Ки	8,5+10 Бк 2,3 Ки	8,5+9 Бк 0,23 Ки	8,5+8 Бк 0,023 Ки
Допустимый сброс в озеро ^{90}Sr за год	2,9+14 Бк 7800 Ки	3,8+13 Бк 1020 Ки	3,9+12 Бк 105 Ки	3,9+11 Бк 10,5 Ки	3,9+10 Бк 1 Ки	3,9+9 Бк 0,1 Ки

* 5.2 -9 означает: $5,2 \cdot 10^{-9}$ и т.д.

Аналогичный расчет мы провели для другого биогенного радионуклида – ^{90}Sr . Видно, что в зависимости от K_H биоты допустимые сбросы в данное озеро составляют для ^{137}Cs от 0,023 до 2100 Ки за год, а для ^{90}Sr – от 0,1 до 7800 Ки в год, если сбросы происходят только один год, как это было при аварии на ЧАЭС. Если это действующие АЭС, то понятно, что допустимые сбросы за год будут значительно меньше, чтобы они не привели к превышению дозовых пределов. То есть, при реальных значениях K_H для донной биоты могут действовать достаточно жесткие пределы на допустимые уровни сбросов в такую озерную экосистему. При этом в большинстве случаев уровни загрязнения воды, на которую, существуют гигиенические нормативы (2 Бк/л для ^{137}Cs), будут оценены, как значительно меньшие, чем данные гигиенические нормативы. Таким образом, анализ показывает, что реально в этом случае озерной экосистемы экологический норматив может быть оценен, как много более жесткий, чем известный гигиенический норматив.

Следует добавить, что озерная экосистема существует не сама по себе, а является, как правило замыкающим звеном в склоновой экосистеме. При этом наблюдения в зоне ЧАЭС за перераспределением радионуклидов в склоновых экосистемах на берегу реки Уж показали быструю динамику и концентрирование радионуклидов на береговой террасе и в донных отложениях реки. Нами была построена модель радиоемкости склоновой экосистемы и показана ее эвристичность [4]. Таким образом, можно считать, что анализ радиоемкости перспективный и в случае линейно организованных экосистем по типу склоновых, которые завершаются озером либо рекой. Разработанные модели позволяют оценить и прогнозировать закономерности распределения радионуклидов и определить критическую биоту, которая может получать заметные дозовые нагрузки. Рассмотрим для примера относительно простую склоновую экосистему,

которая составлена из 4-х компонент: лес; луг; сельскохозяйственная терраса; озеро. Вероятности сброса установим в виде таких реальных значений: лес-луг = 0,03; луг-терраса = 0,1; терраса-озеро = 0,2. Как показал расчет, критической в этой склоновой экосистеме будет, опять-таки, донная биота озера. Для примера проанализируем вариант, когда K_H донной биоты составляет 10^4 единиц. Тогда, если допустить, что есть реальный поверхностный сток, то допустимый уровень разового годового сброса не должен превышать всего $2,3/20 = 0,11$ Ки/год. Исходя из такой оценки, нами было рассчитано, что уровень загрязнения террасы не должен превышать величину $0,11/0,2 = 0,55$ Ки. [4]. Для выполнения такой оценки уровень загрязнения лугов не должен превышать величину $0,55/0,1 = 5,5$ Ки. Тогда мы можем рассчитать величину допустимого загрязнения источника поступления радионуклидов в данную склоновую экосистему – лесной компоненты; он не должен превышать величину: $5,5/0,03 = 183$ Ки. Это общий запас радионуклидов во всей лесной экосистеме. А если площадь леса составляет около 10 км^2 , то плотность его загрязнения не может превышать 18 Ки/км^2 .

Такой уровень загрязнения практически есть на значительной территории 30-километровой зоны отчуждения Чернобыльской аварии и сел 2, 3 зоны. Это означает, что даже при существующих уровнях загрязнения радионуклидами склоновых экосистем, можно ожидать в депонирующих компонентах (в нашем примере, это озеро) превышения дозовых нагрузок на биоту. Еще следует заметить, что в выбранном нами примере загрязненным считается только источник – лесная компонента склоновой экосистемы. Реальные ситуации в Украине такие, что первичное загрязнение может лежать и на всех составляющих склоновой экосистемы. В этом реальном случае уровни допустимого загрязнения составляющих склоновой экосистемы будут значительно более жесткими. Даже в выбранном простом типе склоновой экосистемы, критической

составляющей биоты экосистемы, кроме донной биоты озера, следует рассмотреть и ситуацию у лесной экосистемы. Анализ радиоэкологии лесной эко-системы показывает, которая в рассматриваемом нами варианте является начальным элементом общего загрязнения склоновой экосистемы. При этом ясно, что в лесу можно ожидать заметных дозовых нагрузок в подстилке, где также могут быть достигнуты критические значения доз. Известно, что состояние лесной подстилки определяют комплекс видов редуцентов (черви, микоризные грибы, микроорганизмы и т.п.). Если радионуклидное загрязнение приведет к угнетению и/или гибели биоты лесной подстилки, то это может привести к гибели всего леса, и как результат резкого увеличения поверхностного стока по склону и далее в озерную экосистему. Рассмотрим пример такой лесной экосистемы и проведем расчет допустимых уровней загрязнения леса (для гипотетического уровня сброса в лес 1 МБк/км² ¹³⁷Cs) по методике расчета, которую мы использовали выше, при рассмотрении ситуации в озерной экосистеме. В лесной экосистеме наблюдается развитие ситуации в аналогичном направлении. Уровень распределения загрязнения в лесу такой, что в подстилке находится 80 % всего загрязнения цезием-137, в почве – 10 %, еще 10 % радионуклидов находятся. Это все означает, что при гибели леса, мы получим в результате резкое увеличение сброса радионуклидов в озеро. И тогда возникнет жесткая необходимость снижения уровня допустимого загрязнения леса, и всех составляющих склоновой экосистемы. В результате видно, что потребуются использование защитных контрмер для снижения поверхностного стока радионуклидов, по склону и защиты критической биоты озера [4].

Нами показано, что такими контрмерами могут служить следующие мероприятия:

1. Прокладка поперек на середине склона дороги с кюветами около нее. Оценки показали, что при этом резко затормозится сток за счет отвода его по кюветам;

2. Постройка подпорной стенки перед водной экосистемой, что также, как показали наши расчеты, снизит практически в 2-4 раза сброс поллютантов в озерную экосистему;

3. Создание на склоне террасы с активным выращиванием на ней массива растений с высокими значениями *K_n*, что позволяет «перехватывать» сток поллютантов и снизить их сброс в озерную экосистему.

ВЫВОДЫ. В целом в экологии и радиоэкологии в сфере экологического нормирования доминирует такая парадигма: «Если в экологической ситуации

хорошо жить человеку, то биоте тем более ничего не повредит». Анализ, который был нами проведен, показывает, что это совсем не так. То есть безопасная для человека ситуация может обернуться высокими дозами для биоты вследствие перераспределения радионуклидов и высоких значений *K_n*, которые свойственны для биоты. То есть в условиях озера, когда гигиенические нормативы на питьевую воду легко можно выполнить, а пределы на дозу для биоты озера могут быть невыполнимыми.

Следует подчеркнуть, что превышение дозовых пределов на биоту донных отложений может привести к отмиранию части биоты, а это в свою очередь приведет к подкислению водной среды (рН может упасть до значений 5-6), что, в свою очередь, может вызвать десорбцию радионуклидов, которые накопились в донных отложениях. А это будет означать значительное повышение загрязнения воды, что очевидно будет превышать и гигиенические нормативы.

Понятно, что установление реально действующих экологических нормативов для Украины и других государств задача очень и очень не простая. Проблема в том, что практически невозможно установить единые экологические нормативы на допустимые сбросы радионуклидов для разных экосистем. Каждое озеро, вообще любая экосистема, будет требовать разработки отдельной модели и оценки действующей величины экологического норматива. Но проблема остается и ее необходимо разрабатывать [4]. Такие же самые проблемы возникают и для других типов экосистем.

ЛИТЕРАТУРА

1. Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле // Радиационная биология и радиоэкология. – М., 1995. – Т. 35. – № 4. – С. 536–548.
2. Амиро В.Д. Радиологический фактор конверсии для биоты без человека. Скрининг потенциала экологического загрязнения // Радиоактивность окружающей среды. – Канада, 1992. – Т. 35. – № 1. – Р. 37–51.
3. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Саливон А.Г., Родина В.В. Теория надежности в радиационной экологии. // Материалы Международного симпозиума по стохастическим моделям и инженерной надежности в науках о жизни и менеджменте. – Israel, 2010. – 275 с.
4. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Родина В.В. Надежность экологических систем. Теория, модели и практические результаты / Palmarium academic publishing. – Германия, 2013. – 317 р.

ECOLOGICAL STANDARDIZATION OF ACTION OF THE RADIATING FACTOR ON BIOTA OF LAKE'S ECOSYSTEM

I. Matveeva

Nation Aviation University, Kiev, Ukraine, E-mail: irinaV-18@yandex.ru

In clause the new approach to creation of system ecological standardization is offered. Such system does not coincide with working system hygienic standardization, as the subject of hygienic standards dose effects on the biota of ecosystems can be critical. Basing on model of radiating capacity and theory of reliability ecosystems the method of an establishment of critical biota on an example lake ecosystem is offered. Through an estimation and control critical dose`s of loading on given biota, through models of radiocapacity the levels of allowable pollution radionuclides of components ecosystem are determined. From the solution of these problems depends on the ability to create, study and application of effective countermeasures to protect biota in the area of radionuclide and other polluting factors of physical and chemical origin (eg, heavy metals). The levels admitted of radionuclide`s pollution are estimated as such, at which dose`s loading on critical biota of lake to not exceed extreme admitted – 4 Gy/year.

Key words: radiocapacity of ecosystems, dose`s of loading on biota, ecological standardization.

REFERENCES

1. Polikarpov G., Tsytsugina V. (1995), «Aquatic life in the impact zone of the accident at Chernobyl and Kishtim», *Radiation Biology and Radioecology, Moscow, Russia*, vol. 35, no. 4, pp. 536-548.
2. Amiro B. (1992), Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts // *Journal Environ. Radioactivity, Canada*, vol. 35, no 1, pp. 37-51.
3. Kutlakhmedov Y., Matveeva I., Salivon A., Rodyna V. (2010) «Theory of Reliability in Radiation Ecology» *Proceedings of International Symposium on Stochastic Models in Reliability Engineering, Life Science and Operations Management, Israel*, – 275 p.
4. Kutlakhmedov Y., Matveeva I., Rodyna V. (2013) *Homeland Reliability ecological systems. Theory, models and practical results*. Germany, Palmarium academic publishing. – 317 p.