

И. В. Матвеева

*Национальный авиационный университет, Институт экологической безопасности, Киев***РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ НАДЕЖНОСТЬ СКЛОНОВОЙ ЭКОСИСТЕМЫ**

Природные и техногенные катаклизмы, которые имеют место в Украине, выводят на первый план проблему оценки и прогноза состояния разного типа экосистем. Развиваемая нами теория и модели радиоемкости и надежности позволяют адекватно описать закономерности миграции и перераспределения радионуклидов в склоновых экосистемах и провести математическое моделирование изучаемого явления, а также даст возможность применять специальные контрмеры.

Ключевые слова: радионуклиды, экологическая емкость, радиоемкость, надежность экосистем.

Вступление

Одной из главных проблем радиоэкологии является миграция радионуклидов в экосистемах. Эта проблема стала особенно острой после аварии на ЧАЭС. И хотя прошло уже 27 лет после катастрофы, последствия ее мы еще будем ощущать не один десяток лет. Эта проблема приобрела глобальный масштаб, а ее социальные, экономические правовые и моральные аспекты стали предметом широкого и острого обсуждения на всех уровнях современного общества [1].

Наше время характеризуется стремительным развитием атомной энергетики: возрастают масштабы использования радиоактивных веществ и источников ионизирующего излучения в промышленности, медицине, сельском хозяйстве, на транспорте. Нет ни одной отрасли народного хозяйства, где бы в той или иной форме не использовалась атомная энергия.

Для оценки негативных экологических влияний различных факторов (аварийных ситуаций, загрязнения химическими веществами или радионуклидами, нерациональная хозяйственная деятельность, природные катастрофы и т.д.) в последние годы начали активно использовать подход, основанный на оценке риска неблагоприятных последствий. Спецификой экологического риска является, как правило, неравномерное распределение поллютанта по территории. Распределение риска зависит от распределения неблагоприятного фактора (концентрации токсиканта, интенсивности радиационного облучения и т.д.), который может быть постоянным или переменным. Так, загрязнение почвы любого региона вредными веществами может быть стабильным во времени и не зависеть от переменных погодных условий [2].

В связи с этим необходимо обосновать и разработать систему экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения, что позволит

принимать оперативные решения относительно безопасности людей и биоты типичных экосистем Украины и рекомендовать эффективные профилактические и терапевтические контрмеры по защите биоты и населения, которое использует такие экосистемы для проживания, производства и рекреации [3].

Именно этим обусловлена актуальность направления, связанного с разработкой научных основ исследования и оценки экологической емкости и радиоемкости экосистем. Экологическая емкость и радиоемкость экосистемы определяется лимитом поступления поллютантов, в частности радионуклидов, без причинения ощутимого вреда и (или) гибели биоты экосистемы [4, 5].

Условия проживания и хозяйствования на склоновых территориях существенно отличаются от равнинных: спецификой холмистых ландшафтов; развитием и прохождением природных процессов, явлений, несвойственных для равнин, не всегда своевременно предусматриваемых и прогнозируемых; частотой опасных гидрометеорологических ситуаций с катастрофическими последствиями, значительными материальными и моральными потерями [4].

При оценивании радиоэкологической опасности основным (но не единственным) критерием есть доза для населения, поскольку по ней можно прогнозировать риск последствий облучения [5].

В условиях существования возможности радионуклидных выбросов и сбросов от ядерных предприятий и радиационных установок принято разрабатывать и использовать специальные контрмеры для защиты населения и окружающей среды от попадания радионуклидов и влияния радионуклидного загрязнения, особенно в склоновых экосистемах. Контрмеры могут применяться локально (непосредственно в месте загрязнения) и масштабно (при загрязнении радионуклидами значительных территорий).

Во всех случаях в разработке, планировании и реализации контрмер принято оценивать и прогнозировать их эффективность. Критериями для оценки эффективности контрмер является степень уменьшения средней индивидуальной дозы для персонала и (или) уменьшения коллективной дозы облучения для населения [3].

Цель данной работы – установление и исследование параметров и особенностей процесса миграции радионуклидов в типичных склоновых экосистемах Украины и математическое моделирование исследуемого явления. Это даст возможность получить методы и подходы для контроля, прогноза и управления радиоэкологической безопасностью для критических «уязвимых» экосистем Украины, а также возможность эффективно применения специальных контрмер.

Предмет исследования – построение и анализ математических моделей динамики процесса миграции и перераспределения радионуклидов по компонентам ландшафта склоновых экосистем, исследование надежности этих процессов.

Материалы и методы

Использованы данные об особенностях распределения и перераспределения радионуклидов в типичных склоновых экосистемах Украины, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС.

В работе использованы литературные сведения, результаты и данные натурных исследований поведения и перераспределения ^{137}Cs в склоновых экосистемах, типичных для территории Украины. Был использован модифицированный нами метод камерных моделей для моделирования радиоэкологических процессов в склоновых экосистемах, разработан и реализован метод оценки и расчета параметров камерных моделей склоновых экосистем Украины по данным мониторинга и по литературным данным. Применялись камерные модели разного типа экосистем, по которым рассчитывали параметры надежности элементов экосистемы по их способности удерживать радионуклиды. Для описания радиоэкологических процессов в склоновых экосистемах использовали многокамерные модели.

Моделирование радиоэкологических процессов в склоновых экосистемах

Для моделирования нами была избрана типичная склоновая экосистема с залповой аварией в источнике радиоактивного загрязнения и выпадения на склоновую экосистему [3].

Рассмотрим типичную склоновую экосистему, состоящую из девяти камер: камера *лес*, камера *опушка*, камера *луг*, камера *терраса*, камера *пой-*

ма, камера *вода*, камера *биота*, камера *донные отложения*, камера *люди* (рис. 1).

Взаимодействие между камерами в модели задается с помощью коэффициентов перехода радионуклидов из одной камеры в другую за единицу времени, например, a_{67} – коэффициент перехода радионуклидов из камеры *биота* в камеру *вода* (доля радионуклидов в камере *биота*, которая переходит в камеру *вода* за единицу времени). Данные коэффициенты рассчитаны по реальным данным мониторинга в 30-километровой зоне ЧАЭС, где есть похожий прототип склоновой экосистемы на берегу р. Уж. Они зависят от крутизны склона, характера покрытия (лес, трава и т.д.), типа почвы (чернозем, дерново-подзолистый, серый-лесной), объема стока, температуры воздуха, направления и силы ветра и других метеорологических параметров.

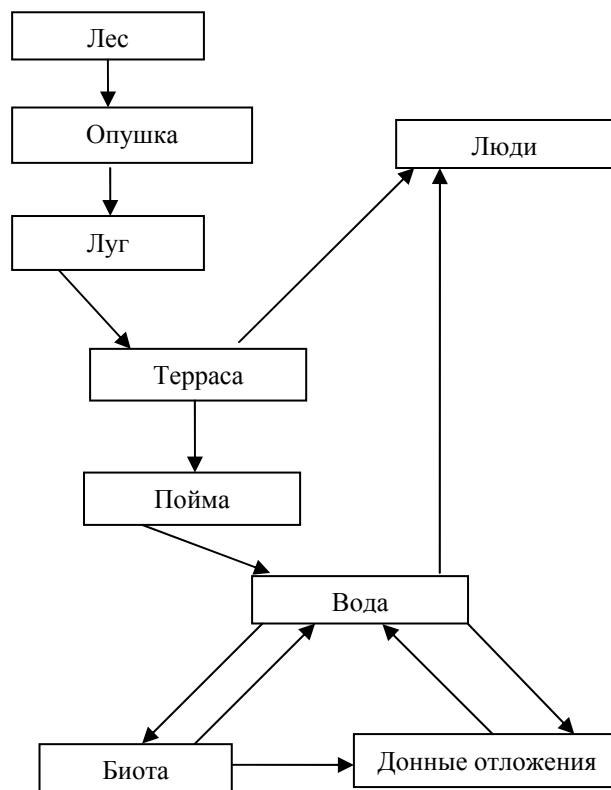


Рис. 1. Блок-схема типовой склоновой экосистемы.

Перенос радионуклидов из одной камеры в другую происходит по законам кинетики первого порядка. Для исследования миграции радионуклида ^{137}Cs составлена система обыкновенных дифференциальных уравнений первого порядка с постоянными коэффициентами, каждое из которых характеризует определенную камеру (с учетом распада радионуклида для всех камер, кроме камеры *люди*; дело в том, что распад радионуклидов в камере *люди*, фактически и составляет режим формирования дозы облучения).

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dx(t)}{dt} = -0,06x(t), \\ \frac{dy(t)}{dt} = 0,03x(t) - 0,13y(t), \\ \frac{dz(t)}{dt} = 0,1y(t) - 0,18z(t), \\ \frac{dk(t)}{dt} = 0,15z(t) - 0,63k(t), \\ \frac{dl(t)}{dt} = 0,2k(t) - 0,33l(t), \\ \frac{dn(t)}{dt} = 0,3l(t) + 0,05o(t) + 0,07p(t) - 1,23n(t), \\ \frac{do(t)}{dt} = 0,5n(t) - 0,13o(t), \\ \frac{dp(t)}{dt} = 0,05o(t) + 0,6n(t) - 0,1p(t), \\ \frac{dm(t)}{dt} = 0,4k(t) + 0,1n(t). \end{array} \right. \quad (1)$$

Способ определения параметров системы дифференциальных уравнений, которые описывают миграцию радионуклида ^{137}Cs в экосистеме склонов, следующий.

1) a_{21} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *лес* в камеру *опушка*.

Для определения данного параметра были использованы данные многолетнего мониторинга, который показал, что лес может терять от 1 до 5 % запаса радионуклида за год. Для камеры *лес* характерен плавный сброс радионуклидов вниз по склону.

Другие камеры характеризуются постепенным увеличением накопления радионуклида в камерах с достижением пиковых значений и последующим уменьшением их содержания.

2) a_{32} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *опушка* в камеру *луг*.

На основе натуральных данных установлено, что ^{137}Cs из опушки переносится на луг в количестве 5 - 15 % от запаса радионуклидов на опушке. Увеличение этого параметра, по сравнению с параметром a_{21} , связано с другим характером покрытия, крутизной склона, характером стока.

3) a_{43} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *луг* в камеру *терраса*.

Луг является зоной антропогенного влияния

(выпас животных) и имеет относительно слабое покрытие (трава), поэтому доля переноса радионуклида ^{137}Cs , по нашим оценкам, будет составлять от 10 до 20 % от запаса радионуклидов на лугу.

4) a_{54} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *терраса* в камеру *пойма*.

Сельскохозяйственная терраса, которая получает радионуклиды, – это зона активной аграрной деятельности, поэтому перенос радионуклидов на пойму уже будет немного большим и составит от 10 до 30 % от запаса радионуклидов на террасе.

5) a_{49} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *терраса* в камеру *люди*.

Человек активно использует аграрную террасу для получения продуктов питания растительного и животного происхождения. Известно, что на сельскохозяйственных угодьях потеря радионуклидов ^{137}Cs может составить от 20 до 60 % от их запаса на аграрной террасе (кормовые травы, как правило, имеют высокие коэффициенты накопления).

6) a_{86} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *вода* в камеру *донные отложения*.

Моделирование радиоемкости озерных экосистем показало, что от 40 до 80 % запаса радионуклидов в воде осаждаются в донных отложениях.

7) a_{68} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *донные отложения* в камеру *вода*.

Известно, что обратная десорбция на порядок меньше и составляет от 4 до 10 % [3].

8) a_{76} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *вода* в камеру *биота*.

Биота при ее достаточной массе в озере может аккумулировать от 30 до 70 % запаса радионуклидов в воде, благодаря большим коэффициентам накопления (от 1000 и больше).

9) a_{67} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *биота* в камеру *вода*.

Обратная миграция происходит на порядок медленнее и составляет от 3 до 7 %.

10) a_{87} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *биота* в камеру *донные отложения*.

Этот параметр характеризует процесс отмирания биомассы озера. Биомасса в виде детрита

откадывается в донных отложениях и составляет от 3 до 7 % от запаса всей биоты озера.

11) a_{65} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *пойма* в камеру *вода*.

По натурным данным установлено, что переход радионуклида ^{137}Cs в воду озера во время паводка может составить от 20 до 40 % от запаса.

12) a_{69} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида ^{137}Cs из камеры *вода* в камеру *люди* прежде всего через использование воды для орошения растений на террасе и для питья.

Для анализа перехода радионуклидов из камеры в камеру были выбраны средние значения коэффициентов (табл. 1).

Таблица 1. Расчет и оценки значений коэффициентов перехода радионуклидов из камеры в камеру в исследуемой склоновой экосистеме

a_{ij}	Минимальные	Средние	Максимальные
a_{21}	0,01	0,03	0,05
a_{32}	0,05	0,1	0,15
a_{43}	0,1	0,15	0,2
a_{54}	0,1	0,2	0,3
a_{65}	0,2	0,3	0,4
a_{67}	0,03	0,05	0,07
a_{68}	0,04	0,07	0,1
a_{76}	0,3	0,5	0,7
a_{86}	0,4	0,6	0,8
a_{87}	0,03	0,05	0,07
a_{49}	0,2	0,4	0,6
a_{69}	0,05	0,1	0,15

Для уменьшения негативного влияния радионуклидов на загрязненных территориях необходимо применять защитные контрмеры. Нами проведен анализ эффективности контрмер для уменьшения дозовой нагрузки на популяцию людей.

Определенные контрмеры применяются в некоторых населенных пунктах на севере Украины, в частности в Ровенской области. Результаты исследований свидетельствуют о необходимости проведения постоянного контроля за радиологической ситуацией в регионе и коррекции мер по уменьшению дозовой нагрузки для населения. Влияние экономических и экологических факторов на формирование дозовых нагрузок для населения региона может резко обострить радиологическую и радиологическую ситуацию. Поэтому без контроля и оперативного использо-

вания контрмер можно ожидать значительного ухудшения радиологической ситуации.

Одним из направлений разработки контрмер могут быть решения, которые способны управлять распределением и перераспределением радионуклидов в реальных ландшафтах. Как было сказано выше, основные процессы перераспределением радионуклидов происходят в склоновых экосистемах на водосборных площадях рек, болот и т.п. Таким образом, существует необходимость в создании специальной системы контрмер, которые способны ограничивать миграцию радионуклидов по склонам и, тем самым, уменьшать экологическую опасность таких территорий [4].

В рассматриваемой типичной склоновой экосистеме, состоящей из девяти камер, нами оценены такие контрмеры.

1. Построение подпорных стенок между камерами. Построение каменной (бетонной) стены в почве на достаточную глубину, чтобы остановить жидкий и твердый стоки (эрозию), и таким образом минимизировать миграцию радионуклидов в нижележащие элементы склонового ландшафта.

2. Построение дорог. Дороги, заасфальтированные или бетонные, за счет твердого покрытия и кюветов могут замедлять и переправлять стоки поллютантов. Это может быть использовано как один из вариантов выбора контрмер для уменьшения дозовой нагрузки на людей.

3. Комбинированный метод – «подпорная стенка» и «дорога». Для моделирования и выбора оптимальной контрмеры был рассмотрен комбинированный метод. Результаты моделирования позволяют выбрать наиболее эффективную контрмеру.

Оптимальным вариантом среди рассмотренных контрмер является тот, который предусматривает размещение подпорной стенки и дороги между опушкой и лугом. В этом случае дозовая нагрузка для людей уменьшится до 4 % от запаса (вместо 22 %). Общую картину по эффективности применения оптимальной контрмеры представлено в табл. 2. В скобках для сравнения приведены данные моделирования без применения контрмер. Видно, что уменьшение содержания радионуклидов наблюдается не только в камере *люди*, но в камерах *пойма*, *вода*, *биота* и *донные отложения*.

Расчет показал, что с увеличением скоростей перемещения радионуклида по склону увеличиваются и оценки значений коллективных (от $3,0 \cdot 10^3$ до $2,14 \cdot 10^4$ чел.-Зв) и индивидуальных (от 0,75 до 6 мЗв в год) доз облучения. Влияние

контрмер оценивается через снижение скоростей перехода между камерами. Прогноз распределения коллективной и индивидуальной доз при разных случаях загрязнения склоновой экосистемы для населенного пункта, где проживает около 500 человек, показан в табл. 3.

Таблица 2. Накопление радионуклидов в камерах с подпорной стенкой и дорогой между террасой и поймой

Камеры	Максимальное содержание радионуклидов, %	Время, годы
Опушка	12 (12)	12 (12)
Луг	6 (6)	18 (20)
Терраса	1,6 (1,4)	21 (20)
Пойма	0,35 (0,82)	24 (24)
Вода	0,14 (0,32)	32 (30)
Биота	0,46 (1,16)	41 (44)
Донные отложения	0,85 (2,3)	44 (48)
Люди	23 (22)	60 (80)

Графическое решение предложенной модели для камеры *люди* показано на рис. 2.

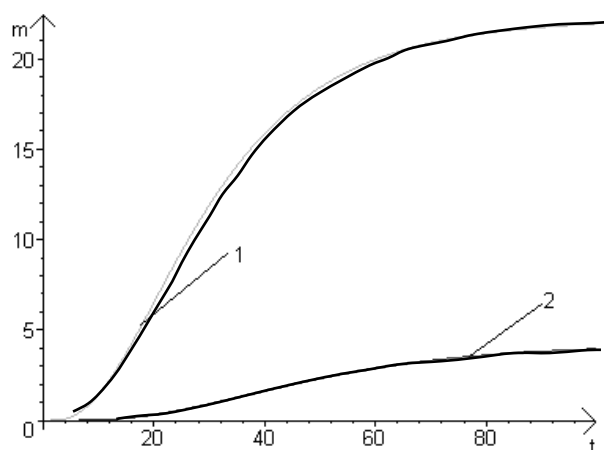


Рис. 2. График накопления радионуклидов для камеры *люди*: 1 – без применения контрмер; 2 – с применением двух контрмер.

Таблица 3. Распределения коллективной и индивидуальной доз при разных случаях загрязнения склоновой экосистемы

Основные характеристики исследуемой склоновой экосистемы	Минимальная скорость переходов			
	1	5	10	40
Исходный запас радионуклидов в лесу, Ки	1	5	10	40
Коллективная доза, чел.-Зв	$8,14 \cdot 10^1$	$4,07 \cdot 10^2$	$8,14 \cdot 10^2$	$3,256 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, Зв	0,01628	0,814	1,628	6,512
	Средняя скорость переходов			
Исходный запас радионуклидов в лесу, Ки	1	5	10	40
Коллективная доза, чел.-Зв	$1,628 \cdot 10^2$	$8,14 \cdot 10^2$	$1,628 \cdot 10^3$	$6,512 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, Зв	0,3256	1,628	3,256	13,024
	Максимальная скорость переходов			
Исходный запас радионуклидов в лесу, Ки	1	5	10	40
Коллективная доза, чел.-Зв	$2,442 \cdot 10^2$	$1,221 \cdot 10^3$	$2,442 \cdot 10^3$	$9,768 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, Зв	0,4884	2,442	4,884	19,536

Нами установлено, что показатель фактора радиоемкости элемента экосистемы по трассеру ^{137}Cs может служить мерой его надежности как составляющей системы транспорта радионуклидов (и других поллютанов) по данной экосистеме. Речь идет о том, что фактор радиоемкости определяет способность (вероятность) каждого элемента-камеры экосистемы удерживать попавший в нее трассер. Если представить экосистему как систему транспорта радионуклидов от окружающей среды к человеку, то есть основания принять величину фактора радиоемкости как меру надежности разных составляющих экосистемы. Такое реальное допущение позволяет использовать для анализа развитой аппарат теории надежности систем. Показано, что в терминах камерных моделей надежность – фактор радиоемкости элемента экосистемы может быть рассчитан по формуле

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

где $\sum a_{ij}$ – сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент экосистемы j , согласно камерным моделям, а $\sum a_{ji}$ – сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из исследуемой камеры J в другие составляющие экосистемы, которые сопряжены с ними [5].

Используя средние значения скоростей переходов между камерами (см. табл. 1), по формуле (2) можно оценить надежность удержания радионуклидов в каждом из элементов склоновой экосистемы и надежность всей склоновой экосистемы по ее способности удерживать радионуклиды и минимизировать их поступление к человеку. Надежность склоновой экосистемы может быть рассчитана как последовательная система элементов ландшафта (табл. 4).

Таблица 4. Оценка надежности удержания радионуклидов – трассера ^{137}Cs в компонентах склоновой экосистемы

Элемент склоновой экосистемы	Надежность удерживающей способности элемента экосистемы
Лес	0,94
Опушка	0,12
Луг	0,36
Терраса	0,19
Пойма	0,38
Вода озера	0,25
Донные отложения озера	0,87
Биота озера	0,79
Общая надежность исследуемой склоновой экосистемы по способности удерживать радионуклиды	$5 \cdot 10^{-4}$

Видно, что исследуемая склоновая экосистема обладает общей высокой удерживающей способностью и не допускает поступления радионуклидов к человеку с вероятностью и надежностью выше, чем $5 \cdot 10^{-4}$. Проведенная оценка означает, что из всего запаса радионуклидов в склоновой экосистеме к людям попадает не более 0,05 %. Такая высокая удерживающая надежность склоновых экосистем обеспечивает популяции людей, использующих подобные экосистемы, относительно низкие дозовые нагрузки.

Следует подчеркнуть, что данный анализ проведен нами для условий, когда практически все радионуклидное загрязнение сосредоточено в верхней части склона, в лесу, при ограниченном землепользовании человеком данной склоновой экосистемы. В условиях, когда возможны загрязнения всех элементов экосистемы и активное использование экосистемы человеком, дозовые нагрузки для людей при использовании такой склоновой экосистемы будут, по нашим оценкам, примерно в 100 раз выше. Тогда в формировании дозовых нагрузок для людей могут принимать участие 5 % и более из всего запаса радионуклидов в экосистеме.

Используя формулу (2), был проведен расчет надежности транспорта радионуклидов по склоновой экосистеме. В расчетах были использованы собственные и литературные данные. Предположим, что в лесу лежит запас радионуклида ^{137}Cs в 1 Ки. Параметры озера: $S = 1 \text{ км}^2$, $H = 5 \text{ м}$, $V = 5 \cdot 10^9 \text{ л}$; параметры донных отложений: $S = 1 \text{ км}^2$, $h = 0,1 \text{ м}$, $K_H = 1000$. Расчеты проведены без применения (табл. 5) и с учетом избранных контрмер (табл. 6). В таблицах сделаны оценки надежности сброса радионуклида в сопряженную камеру экосистемы: расчет вероятности сброса делается путем вычитания из единицы надежности удержания радионуклида в соответствующей камере экосистемы.

Таблица 5. Надежность типичной склоновой экосистемы как системы транспорта ^{137}Cs к озеру и к человеку (без контрмер)

Камера	Вероятность сброса	Комментарии
Лес	0,029	
Опушка	0,77	Загрязнения воды ожидается с вероятностью $1 \cdot 2 \cdot 3 \cdot 4 \cdot 5 \cdot 6 = 1,5 \cdot 10^{-3}$. Это означает, что содержание цезия в воде составляет всего $1,1 \cdot 10^{-2} \text{ Бк/л}$
Луг	0,6	
Терраса	0,57 (к человеку – 0,4)	Загрязнение донных отложений в озере ожидается с вероятностью $1 \cdot 2 \cdot 3 \times 4 \cdot 5 \cdot 6 = 9 \cdot 10^{-3}$. Это означает, что содержание цезия в донных отложениях составляет 3,3 Бк/л
Пойма	0,2	
Биота озера	0,33	При $K_H = 1000$ содержание цезия в биоте донных отложений составляет 3300 Бк/кг. Тогда по отношению к предельной дозе 4 Гр/год (600 кБк/кг) допустимый уровень загрязнения леса составляет 182 Ки
Донные отложения	0,1	
Вода озера	0,77	Люди получают от воды озера и продукции террасы радионуклиды с вероятностью $5,4 \cdot 10^{-3}$. При этом загрязнение травы на террасе составляет около 5 Бк/кг. Допустимый уровень загрязнения кормовой травы составляет 1000 Бк/кг. При этом уровень загрязнения молока ожидается в 100 Бк/л. Тогда по молоку допустимый уровень загрязнения леса по запасу радионуклидов не превышает 200 Ки
Люди	0,5	

Мы используем далее параметр Кд как обозначение коэффициента дезактивации – во сколько раз уменьшается дозовая нагрузка, уровень загрязнения или во сколько раз может происхо-

дить снижение скорости перехода радионуклидов между камерами благодаря особенностям их миграции или вследствие использования контрмер.

Таблица 6. Надежность типовой склоновой экосистемы как системы транспорта ^{137}Cs к озеру и к человеку (при участии контрмер)

Камера	Контрмеры		
	Дорога между лесом и опушкой; $K_d = 2$ (исходный)	Подпорная стенка в почве между террасой и поймой; $K_d = 2$ (исходный)	Влияние всех контрмер одновременно
Лес	0,02	0,029	0,02
Опушка	0,4	0,83	0,4
Луг	0,6	0,6	0,6
Терраса	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку)	0,12
Пойма	0,2	0,1	0,1
Биота озера	0,33	0,33	0,33
Донные отложения	0,1		0,1
Вода озера	0,77	0,77	0,72
Люди	0,5	0,5	0,5
Вероятность сброса $1 \cdot 2 \cdot 3 \cdot 4 \cdot 5 \cdot 6$	$2,7 \cdot 10^{-4}$ K_d (конечный) = 5,6	$8,7 \cdot 10^{-4}$ K_d (конечный) = 1,7	$5,8 \cdot 10^{-5}$ K_d (конечный) = 25,9

Из расчетов видно, что применение контрмер может заметно снижать величину сброса радионуклидов по данной склоновой экосистеме, исходя из способности контрмер снижать скорости перехода радионуклидов между камерами. В данной работе был использован подход, когда влияние контрмеры задается через уменьшение скорости сброса радионуклидов между камерами исследуемой типовой склоновой экосистемы.

Выводы

1. Разработана и построена математическая модель склоновых экосистем с оценкой перераспределения радионуклида и формирования дозовых нагрузок для населения на долгосрочный период. Такая модель пригодна для моделирования практически любого типа экосистем Украины.

2. Впервые по расчетам на моделях показано, что в зависимости от параметров камерных моделей склоновых экосистем формирование дозовых нагрузок у населения может быть заметным.

Такая ситуация требует прогноза и контроля с разработкой и использованием контрмер с целью обеспечения экологической безопасности исследуемых территорий.

3. Разработанный нами подход по данным мониторинга и моделирования позволяет устанавливать базовые характеристики и параметры камерных моделей склоновых экосистем.

4. Разработанные и использованные в исследованиях математические модели радиоемкости и надежности имеют универсальный характер, после привязки к конкретным натурным условиям других типичных экосистем могут быть полезными для оценки, контроля и прогноза их экологической безопасности как для радионуклидного загрязнения, так и для других поллютантов.

5. Примененный в работе метод может быть эффективно использован для анализа и расчета надежности разного типа экосистем по их способности удерживать и управлять потоками радионуклидов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Кутлахмедов Ю.А., Поликарпов Г.Г., Корогодин В.И. Принципы и методы оценки радиоемкости экологических систем // Эвристичность радиобиологии. - К.: Наук. думка, 1998. - С. 109 - 115.
2. Кутлахмедов Ю.А., Войцыцкий В.М., Хижняк С.В. Радиобиология: учебник. - К.: КГУ, 2011. - 572 с.
3. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Петрусенко В.П., Родина В.В. Радиоэкология. - К., 2011. - 182 с.
4. Кутлахмедов Ю.А., Гродзинский Д.М., Михеева А.Н., Родина В.В. Методы управления радиоемкостью. - К.: КГУ, 2006. - 172 с.
5. Матвеева И.В. Исследование и оценка надежности систем транспорта радионуклидов в локальной агроэкосистеме // Наукові праці. - 2013. - Т. 203, вип. 191. - С. 81 - 84.
6. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Родина В.В. Анализ и исследование надежности экосистем на примере склоновых экосистем // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: IV Междунар. конф. (4 - 8 июня, 2013, Томск). - С. 318 - 321.

I. В. Матвеева**РАДИОЕКОЛОГІЧНА НАДІЙНІСТЬ СХИЛОВОЇ ЕКОСИСТЕМИ**

Природні та техногенні катаклізми, що мають місце в Україні, виводять на перший план проблему оцінки і прогнозу стану різного типу екосистем. Теорія та моделі радіємності і надійності, які ми розвиваємо, дають змогу адекватно описати закономірності міграції та перерозподілу радіонуклідів у схилових екосистемах і провести математичне моделювання явища, що вивчається, а також надасть можливість застосовувати спеціальні контрзаходи.

Ключові слова: радіонукліди, екологічна ємність, радіємності, надійність екосистем.

I. V. Matveeva**RADIOECOLOGICAL RELIABILITY OF SLOPE ECOSYSTEM**

Natural and technogenic cataclysms taking place in Ukraine bring to the forefront the problem of estimation and forecast of different ecosystems type. Theory and models of the radio capacity and reliability developed by us allow to describe adequately regularities of radionuclide migration and redistribution in slope ecosystems, and carry out mathematical modeling of investigated phenomena. That will give the possibility to use special countermeasures.

Keywords: radionuclide, ecological capacity, radiocapacity, ecosystem reliability.

Надійшла 12.11.2013

Received 12.11.2013