

МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ У ГІРСЬКИХ ЕКОСИТЕМАХ ЧЕРЕЗ ПОВЕДІНКУ ТРАСЕРА ¹³⁷Cs

В. П. Петрусенко, Ю. О. Кутлахмедов, Т. І. Дмитруха

Національний авіаційний університет

пр. Комарова, 1, м. Київ, 03680, Україна. E-mail: petrusenko76@ukr.net

Розглянуто проблему моделювання екологічних ризиків. Досліджено особливості міграції радіонукліда у типових гірських екосистемах. Була вибрана типова гірська екосистема з десяти камер – вершина гори, льодовик, альпійська лука, тераса, чагарники, ліс, пасовище, агрофона, вода, людина, у якій окремою складовою розглянута тераса на альпійській луці. Трасером був вибраний радіонуклід цезій ¹³⁷Cs. За допомогою нього була проаналізована динаміка накопичення поллютанта складовими екосистемами. Методом камерних моделей була побудована і розв'язана система диференціальних рівнянь зі сталими коефіцієнтами, що описує процес міграції трасера ¹³⁷Cs складовими відповідної екосистеми. Цей метод дозволяє математичним методом описувати радіоекологічні процеси у екосистемах різної складності. На основі розв'язку системи було підраховане дозове навантаження впливу радіонукліда для біоти відповідних камер екосистеми, що включає в собі різні шляхи надходження поллютанта до біоти. За результатами дозових навантажень та властивістю лінійності ризиків були підраховані екологічні ризики для біоти камер. Новизною роботи є дослідження типової гірської екосистеми на основі трасера у випадку радіонуклідного забруднення.

Ключові слова: дозове навантаження, екосистема, модель, радіаційний ризик, радіонуклід, трасер, цезій

МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ В ГОРНЫХ ЭКОСИТЕМАХ ЧЕРЕЗ ПОВЕДЕНИЕ ТРАССЕРА ¹³⁷Cs

В. П. Петрусенко, Ю. А. Кутлахмедов, Т. И. Дмитруха

Национальный авиационный университет

пр. Комарова, 1, г. Киев, 03680, Украина. E-mail: petrusenko76@ukr.net

В данной статье рассмотрена проблема моделирования экологических рисков. Исследованы особенности миграции радионуклида в типичных горных экосистемах. Была выбрана типичная горная экосистема из десяти камер – вершина горы, ледник, альпийский луг, терраса, кустарники, лес, пастбище, агрозона, вода, человек, в котором отдельной составляющей рассмотрена терраса на альпийском лугу. Трассером был выбран радионуклид цезий ¹³⁷Cs. С его помощью была проанализирована динамика накопления поллютанта составляющими экосистемы. Методом камерных моделей была построена и решена система дифференциальных уравнений с постоянными коэффициентами, описывает процесс миграции трассера ¹³⁷Cs составляющими соответствующей экосистемы. Этот метод позволяет математическим методом описывать радиоэкологические процессы в экосистемах различной сложности. На основе решения системы были подсчитаны дозовые нагрузки воздействия радионуклида на биоту соответствующих камер экосистемы, включающие в себя различные пути поступления поллютантов в биоту. По результатам дозовых нагрузок и свойством линейности рисков были подсчитаны экологические риски для биоты камер. Новизной работы является исследование типичной горной экосистемы на основе трассера в случае радионуклидного загрязнения.

Ключевые слова: дозовая нагрузка, модель, радионуклид, радиационный риск, трассер, цезий, экосистема

АКТУАЛЬНІСТЬ РОБОТИ. Всі живі організми у природних умовах опромінюються внаслідок природного опромінення: опромінення природними ізотопами в літосфері, гідросфері та атмосфері, космічне опромінення. Ці дози є незначними і в основному не призводять до критичних наслідків. Однак розвиток промисловості та виробництва призвів до створення великої кількості штучних джерел опромінення. Тому живі організми почали піддаватися не тільки опроміненню природним радіаційним фоном, а і впливу випромінювань штучних радіоактивних елементів. У популяцій, які потрапляють під вплив опромінення, виникають генетичні зміни, що призводять до негативних наслідків розвитку популяцій.

Тому виникає проблема оцінки безпеки популяцій на прикладі окремих екосистем.

Основною проблемою такої оцінки є тісний зв'язок між компонентами екосистем та перерозподілу в них радіоактивних речовин. Це все потребує встановлення критичних місць депонування поллютантів, наприклад, цезію ¹³⁷Cs. Потрібна система екологічного нормування вмісту поллютантів у компонентах екосистем.

Метою даної роботи є оцінка та прогноз розподілу поллютантів компонентами екосистеми за допомогою трасера цезія ¹³⁷Cs. Наявність такого трасера дозволяє оцінювати та прогнозувати закономірності міграції поллютантів типовими екосистемами України.

МАТЕРІАЛ І РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Метою роботи є моделювання та прогнозування динаміки поведінки радіонуклідів в гірських екосистемах. В роботі був використаний метод

Оцінка та прогнозування техногенного впливу на довкілля

камерних моделей переходу радіонуклідів з однієї камери в іншу, оскільки цей метод є найпростішим та адекватним математичним методом опису радіоекологічних процесів у екосистемах різної складності.

На сьогоднішній день дуже гостро постає питання забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами, тому дослідження міграції радіонуклідів в екосистемах, в тому числі гірських, є актуальним завданням, що вимагає невідкладного вирішення. Радіоактивне забруднення лісових екосистем особливо небезпечно з огляду на те, що радіонукліди Чорнобильського викиду – ^{137}Cs має великий період напіврозпаду. Це зумовлює його тривалу циркуляцію в природних екосистемах і подальше повторне забруднення екосистем.

Моделювання радіоекологічних процесів у гірських екосистемах

Для дослідження була обрана типова екосистема, що складається з десяти камер: вершина гори, льодовик, альпійська лука, тераса, чагарники, ліс, пасовище, агрозона, ріка та населення, що використовує ці території. (рис.1).

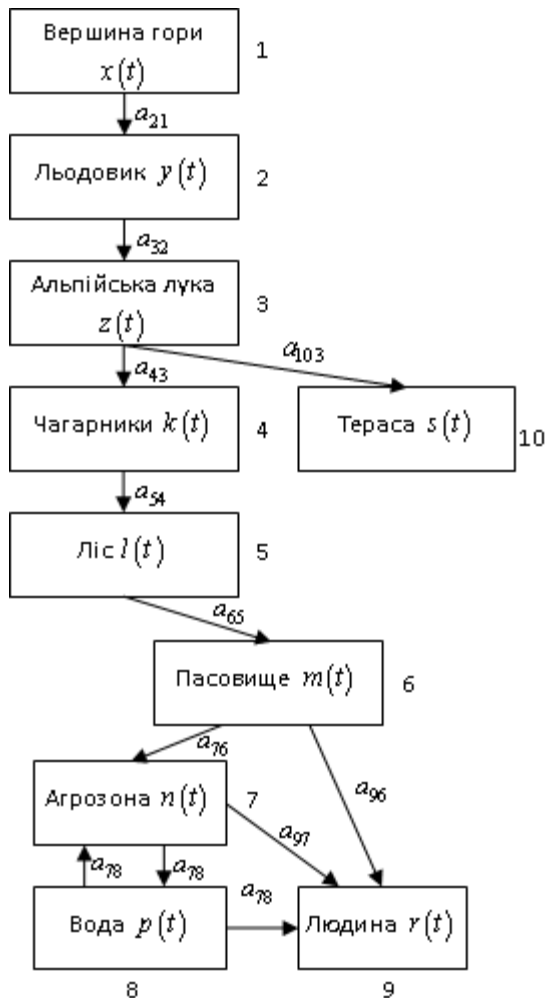


Рисунок 1 – Блок-камерна модель гірської екосистеми, де a_{ij} швидкості переходу радіонукліда

Взаємодія між камерами задається за допомогою коефіцієнтів швидкостей переходу радіонуклідів із камери в камеру за одиницю часу в один рік (a_{12}, a_{23}, a_{34} і т.д.) табл.1 (тут використано середні значення коефіцієнтів, які отримані з натурних досліджень та літературних даних) [1].

Таблиця 1 – Значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів із камери в камеру

Коефіцієнт, a_{ij}	Значення коефіцієнтів
a_{21}	0,01
a_{32}	0,3
a_{43}	0,15
a_{54}	0,1
a_{65}	0,05
a_{76}	0,2
a_{78}	0,15
a_{87}	0,4
a_{96}	0,1
a_{97}	0,2
a_{98}	0,01
a_{103}	0,07

Для дослідження міграції радіонукліда ^{137}Cs складена система диференціальних рівнянь першого порядку зі сталими коефіцієнтами (1), кожне з яких характеризує певну камеру (з урахуванням розпаду радіонукліда).

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{dx}{dt} &= -0,04x(t), \\ \frac{dy}{dt} &= 0,01x(t) - 0,33y(t), \\ \frac{dz}{dt} &= 0,3y(t) - 0,18z(t), \\ \frac{dk}{dt} &= 0,15z(t) - 0,13k(t), \\ \frac{dl}{dt} &= 0,1k(t) - 0,08l(t), \\ \frac{dm}{dt} &= 0,05l(t) - 0,33m(t), \\ \frac{dn}{dt} &= 0,2m(t) + 0,15p(t) - 0,63n(t), \\ \frac{dp}{dt} &= 0,4n(t) - 0,28p(t), \\ \frac{dr}{dt} &= 0,01p(t) + 0,2n(t) + 0,1m(t), \\ \frac{ds}{dt} &= 0,07z(t) - 0,03s(t). \end{aligned} \right.$$

Розв'язок системи рівнянь показує, що найбільший вміст концентрації радіонукліда для даної екосистеми спостерігається у камерах людина та чагарники (рис. 2 – 3)

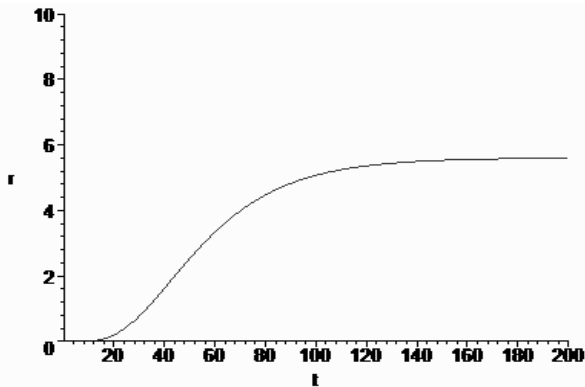


Рисунок 2 – Накопичення радіонукліда для камери людина

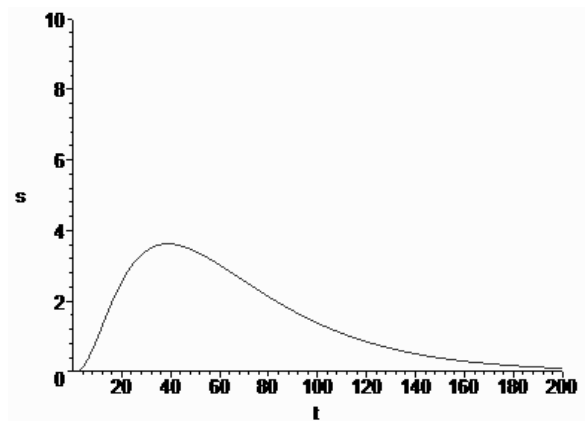


Рисунок 3 – Накопичення радіонукліда для камери тераса

Аналіз математичної моделі показав, що розглянута модель гірської екосистеми стійка по відношенню до збурення початкових умов за Ляпуновим. Користуючись цією моделлю, можна прогнозувати вплив радіаційного забруднення в широких межах зміни параметрів. Розроблена математична модель стійка, тому дозволяє обчислити стан радіоактивного забруднення для різних випадків викиду радіоактивних речовин у гірських екосистемах та оцінити вплив цього забруднення на формування сумарної дози для біоти екосистем. Це означає можливість застосування таких моделей для дослідження радіоекологічних процесів практично у всіх типових екосистемах України.

За результатами моделювання було обчислене дозове навантаження на біомасу для камери ліс даної екосистеми. При запасі 100 *Ku* у всій екосистемі на камеру ліс припадає 3 %, тобто 3 *Ku*. Якщо площа лісу буде дорівнювати 5 км^2 , то запас радіонукліда $\rho = 0,6 \text{ Ku}/\text{км}^2$. Тоді запас для лісу визначається таким чином

$$\frac{0,6 \text{ Ku}/\text{км}^2 \cdot 3,7 \cdot 10^{10}}{10^6} \approx 2,2 \cdot 10^4 \text{ Бк}/\text{м}^2$$

Оскільки 1 м^2 ґрунту важить приблизно 100 кг, то активність у ґрунті складає $2,2 \cdot 10^2 \text{ Бк}/\text{м}^2$.

Для коефіцієнта накопичення $K_n = 5$ концентрація радіонукліда для біомаси лісу буде дорівнювати $1,1 \cdot 10^3 \text{ Бк}/\text{кг}$.

За таблицями (В. Аміро) дозових коефіцієнтів для біоти екосистем визначаються відповідні дози

$$D_{\text{внутр.}} = 4,1 \cdot 10^{-6} \cdot 1,1 \cdot 10^3 \approx 4,5 \cdot 10^{-3} \text{ Гр}/\text{рік}$$

$$D_{\text{ґрунт.}} = 4,2 \cdot 10^{-6} \cdot 2,2 \cdot 10^2 \approx 9,2 \cdot 10^{-4} \text{ Гр}/\text{рік}$$

$$D_{\text{вег.}} = 1,72 \cdot 10^{-6} \cdot 1,1 \cdot 10^3 \approx 1,9 \cdot 10^{-3} \text{ Гр}/\text{рік}$$

Сумарна доза для біомаси лісу буде складати $7,3 \cdot 10^{-3} \text{ Гр}/\text{рік}$.

За результатами моделювання було обчислене дозове навантаження на біомасу для камери чагарники даної екосистеми. При запасі 100 *Ku* у всій екосистемі на камеру чагарники припадає 3,5 %, тобто 3,5 *Ku*. Якщо площа території буде дорівнювати 10 км^2 , то запас радіонукліда $\rho = 0,3 \text{ Ku}/\text{км}^2$. Тоді запас для лісу визначається таким чином

$$\frac{0,3 \text{ Ku}/\text{км}^2 \cdot 3,7 \cdot 10^{10}}{10^6} \approx 1,1 \cdot 10^4 \text{ Бк}/\text{м}^2$$

Оскільки 1 м^2 ґрунту важить приблизно 100 кг, то активність у ґрунті складає $1,1 \cdot 10^2 \text{ Бк}/\text{м}^2$.

Для коефіцієнта накопичення $K_n = 2,5$ концентрація радіонукліда для біомаси чагарників буде дорівнювати $2,8 \cdot 10^2 \text{ Бк}/\text{кг}$.

За таблицями (В. Аміро) дозових коефіцієнтів для біоти екосистем визначаються відповідні дози

$$D_{\text{внутр.}} = 4,1 \cdot 10^{-6} \cdot 2,8 \cdot 10^2 \approx 1,2 \cdot 10^{-3} \text{ Гр}/\text{рік}$$

$$D_{\text{ґрунт.}} = 4,2 \cdot 10^{-6} \cdot 1,1 \cdot 10^2 \approx 4,6 \cdot 10^{-4} \text{ Гр}/\text{рік}$$

$$D_{\text{вег.}} = 1,72 \cdot 10^{-6} \cdot 2,8 \cdot 10^2 \approx 4,8 \cdot 10^{-4} \text{ Гр}/\text{рік}$$

Сумарна доза для біомаси чагарників буде складати $2,1 \cdot 10^{-4} \text{ Гр}/\text{рік}$.

За результатами моделювання було обчислене дозове навантаження на біомасу для камери пасовище даної екосистеми. При запасі 100 *Ku* у всій екосистемі на камеру пасовище припадає 0,5 %, тобто 0,5 *Ku*. Якщо площа території буде дорівнювати 0,5 км^2 , то запас радіонукліда $\rho = 1 \text{ Ku}/\text{км}^2$. Тоді запас для пасовища визначається таким чином

$$\frac{1 \text{ Ku}/\text{км}^2 \cdot 3,7 \cdot 10^{10}}{10^6} \approx 3,7 \cdot 10^4 \text{ Бк}/\text{м}^2$$

Оскільки 1 м^2 ґрунту важить приблизно 100 кг, то активність у ґрунті складає $3,7 \cdot 10^2 \text{ Бк}/\text{м}^2$.

Для коефіцієнта накопичення $K_n = 5$ концентрація радіонукліда для біомаси чагарників буде дорівнювати $1,9 \cdot 10^3 \text{ Бк}/\text{кг}$.

За таблицями (В. Аміро) дозових коефіцієнтів для біоти екосистем визначаються відповідні дози

Оцінка та прогнозування техногенного впливу на довкілля

$$D_{\text{внутр.}} = 4,1 \cdot 10^{-6} \cdot 1,9 \cdot 10^3 \approx 7,8 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/рік}$$

$$D_{\text{грунт.}} = 4,2 \cdot 10^{-6} \cdot 3,7 \cdot 10^2 \approx 1,6 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/рік}$$

$$D_{\text{вег.}} = 1,72 \cdot 10^{-6} \cdot 1,9 \cdot 10^3 \approx 3,3 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/рік}$$

Сумарна доза для біомаси пасовища буде складати $1,3 \cdot 10^{-2} \text{ Гр/рік}$

За результатами моделювання було обчислене дозове навантаження на біомасу для камери агрозона даної екосистеми. При запасі 100 *Ku* у всій екосистемі на камеру агрозона припадає 0,2 %, тобто 0,2 *Ku*. Якщо площа території буде дорівнювати 2 км², то запас радіонукліда $\rho = 10^{-1} \text{ Ku/км}^2$. Тоді запас для агрозони визначається таким чином

$$\frac{10^{-1} \text{ Ku/км}^2 \cdot 3,7 \cdot 10^{10}}{10^6} \approx 3,7 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^2$$

Оскільки 1 м² ґрунту важить приблизно 100 кг, то активність у ґрунті складає $3,7 \cdot 10^1 \text{ Бк/м}^2$.

Для коефіцієнта накопичення $K_n = 10$ концентрація радіонукліда для біомаси агрозони буде дорівнювати $3,7 \cdot 10^2 \text{ Бк/кг}$.

За таблицями (В. Amigo) дозових коефіцієнтів для біоти екосистем визначаються відповідні дози

$$D_{\text{внутр.}} = 4,1 \cdot 10^{-6} \cdot 3,7 \cdot 10^2 \approx 1,5 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/рік}$$

$$D_{\text{грунт.}} = 4,2 \cdot 10^{-6} \cdot 3,7 \cdot 10^1 \approx 1,5 \cdot 10^{-4} \text{ Гр/рік}$$

$$D_{\text{вег.}} = 1,72 \cdot 10^{-6} \cdot 3,7 \cdot 10^2 \approx 6,3 \cdot 10^{-4} \text{ Гр/рік}$$

Сумарна доза для біомаси агрозона буде складати $2,3 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/рік}$

За результатами моделювання було обчислене дозове навантаження на біомасу для камери тераса даної екосистеми. При запасі 100 *Ku* у всій екосистемі на камеру тераси припадає 4 %, тобто 4 *Ku*. Якщо площа території буде дорівнювати 2 км², то запас радіонукліда $\rho = 2 \text{ Ku/км}^2$. Тоді запас для тераси визначається таким чином

$$\frac{2 \text{ Ku/км}^2 \cdot 3,7 \cdot 10^{10}}{10^6} \approx 7,4 \cdot 10^4 \text{ Бк/м}^2$$

Оскільки 1 м² ґрунту важить приблизно 100 кг, то активність у ґрунті складає $7,4 \cdot 10^2 \text{ Бк/м}^2$.

Для коефіцієнта накопичення $K_n = 5$ концентрація радіонукліда для біомаси тераси буде дорівнювати $3,7 \cdot 10^3 \text{ Бк/кг}$.

За таблицями (В. Amigo) дозових коефіцієнтів для біоти екосистем визначаються відповідні дози

$$D_{\text{внутр.}} = 4,1 \cdot 10^{-6} \cdot 3,7 \cdot 10^3 \approx 1,5 \cdot 10^{-2} \text{ Гр/рік}$$

$$D_{\text{грунт.}} = 4,2 \cdot 10^{-6} \cdot 7,4 \cdot 10^2 \approx 3,1 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/рік}$$

$$D_{\text{вег.}} = 1,72 \cdot 10^{-6} \cdot 3,7 \cdot 10^3 \approx 6,3 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/рік}$$

Сумарна доза для біомаси тераси буде складати $2,4 \cdot 10^{-2} \text{ Гр/рік}$

Відповідні ризики для складових даної гірської екосистеми визначаються завдяки властивості їх

лінійності. А саме: дозі 4 Гр/рік відповідає ризик, що дорівнює одиниці. Результати наведено в табл. 2.

Таблиця 2 – Дозове навантаження та ризики

Камери	Дозове навантаження, Гр/рік	Ризик
Ліс	$7,3 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$
Чагарники	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$5,3 \cdot 10^{-3}$
Пасовище	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-1}$
Агрозона	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$5,8 \cdot 10^{-2}$
Тераса	$2,4 \cdot 10^{-2}$	$6,3 \cdot 10^{-1}$

Дослідження показали, що для біоти даної екосистеми характерні помітні рівні екологічних ризиків. Слід зауважити, що гірські екосистеми, за рахунок можливих значних швидкостей перерозподілу радіонуклідів значно небезпечніші ніж екосистеми на рівнинах. Тому вони потребують чіткої організації моніторингу швидкостей розподілу та перерозподілу радіонуклідів, створення розгорнутої системи математичних моделей для оцінки і прогнозування радіоекологічних процесів. Без цього не можна оцінювати адекватно екологічну небезпеку екосистем та розробляти ефективну систему контрзаходів для захисту населення, біоти та управління екологічними та радіаційними ризиками. Дані таких оцінок та прогнозів можуть бути використані і за умов впливу на екосистеми інших типів поллютантів у гірських екосистемах (важких металів і тощо).

ВИСНОВКИ.

1. В даній роботі показано, що за допомогою трасера ¹³⁷Cs можна обчислювати екологічні ризики для складових та біоти екосистеми від радіаційного впливу.

2. Результати моделювання показали, що найбільший ризик негативного впливу має біота тераси, а найменший – біота лісу та чагарників.

3. Існує чітка аналогія між поведінкою трасера ¹³⁷Cs та іншими поллютантами, зокрема важкими металами. Тому отримані оцінки екологічних ризиків від радіаційних факторів дають можливість оцінити ризики від впливу інших поллютантів.

4. Такий підхід дозволяє стверджувати, що ризик – це універсальна величина, що здатна застосовуватись при моделюванні екологічних ризиків негативного впливу інших поллютантів.

5. Положення пікових значень вмісту радіонукліда камерами зсувається за часом: чим нижче розташована камера, тим далі у часі формується пікове значення.

6. Величина піка залежить від співвідношення швидкостей притоку радіонукліда та швидкостей скиду радіонукліда з кожної камери: спочатку досягається пік, а потім відбувається поступове зменшення кількості забруднювача за рахунок скиду та розпаду радіонукліда.

7. Проаналізувавши дані розрахунків, а також графічного матеріалу, можна побачити, що швидкість розподілу радіонуклідів, а значить швидкість очищення кожної камери прямо залежить від величини значення a_{ij} та зв'язків між камерами.

8. Основною складовою дози для людей у гірських екосистемах є сільськогосподарська тераса, на якій виробляється сільськогосподарська продукція, що інтенсивно використовується людиною.

ЛІТЕРАТУРА

1. Башкин В.Н. Экологические риски: расчет, управление, страхование. – М.: Высш. шк., 2007. – 360 с.

2. Петрусенко В.П., Кутлахмедов Ю.О. Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів і дози в типовій екосистемі схилів для ландшафтів України // Вісн. НАУ. – 2006. - №2. – С.134-136.

3. Петрусенко В. П. Моделирование

радиоэкологических процессов в горских экосистемах, характерных для Украины / В. П. Петрусенко, Ю. О. Кутлахмедов // Вісник НАУ. – 2007. – № 1. – С. 14–17.

4. Козьмин Г.В., Сынзыныс Б.И. Управление экологическим риском. – Обнинск: ИАТЭ, 2007. – 96 с.

5. Kammen D.M., Hassenzaht D.M. Should We Risk It? Exploring Environmental, Health, and Technological Problem Solving. Princeton, New Jersey, 1999. – 404 p.

6. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97).- К.: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. – 121с.

7. Петрусенко В.П. Оцінка ризиків для людини при впливі одного або декількох порогових токсикантів // Науковий журнал «Екологічна безпека». – Кременчук: КрНУ, 2014 – № 1(17). – С. 36-39.

ESTIMATION OF RADIATION HUMAN HEALTH RISKS BY ENTRY INTO THE HUMAN ORGANISM ^{137}Cs

V. Petrusenko, Y. Kutlahmedov, T. Dmitruha

National Aviation University

av. Komarov, 1, Kyiv, Ukraine, 03680

Purpose of this work is an investigation of the radionuclide travel peculiarities in the typical mountain ecosystems. We have chosen a typical mountain ecosystem with ten cameras: the top of a mountain, a glacier, Alpine meadows, woodland, a forest, a pasture-land, an agricultural zone, water, a human being, and where woodland of Alpine meadows has been considered as an individual component. A radioactive cesium ^{137}Cs is chosen as a tracer. The pollutant accumulation dynamics by ecosystem's constituent parts was analyzed by means of it. A system of differential equations with constant coefficients that describes the process of tracer ^{137}Cs migration over the components of the relevant ecosystem has been constructed and solved using compartment model approach. This method allows to describe radioecological processes in ecosystems of different complexity by the mathematical method. Basing on the system solution we have calculated the radiation dose load of radionuclide influence for the biota of the corresponding ecosystem components including different ways of pollution entry into biota. According to the results of radiation dose load and the linearity risks properties we have estimated the environmental risks to the biota of ecosystem components. **The originality** of this work is an investigation of the typical mountain ecosystem on the tracer basis in the case of radioactive pollution. **Practical value.** The developed mathematical model of the mountain ecosystem has a universal nature and after connecting it to particular natural conditions of other ecosystems it can be valid for estimation, testing and forecasting both for radionuclide pollution and for other pollutants. *References 7, tables 2, figures 3.*

Key words: dose load, ecosystem, model, radiation risks, radionuclide, tracer, cesium

REFERENCES

1. Bashkin, V.N. (2007), *Ecologicheskije riski: raschet, upravlenie, strahovanie* [Ecological risks: calculation, management and insurance], Vysshaya shkola, Moscow, Russia.

2. Petrusenko, V., Kutlahmedov, Y. (2006), "Estimation and forecast of radionuclide and dose distribution in a typical slope ecosystem for the landscape of Ukraine". *Bulletin of National Aviation University; vol. 2, pp. 134-136*

3. Petrusenko, V. (2007), "Modeling of radioecological processes in mountain ecosystems typical for Ukraine". *Bulletin of National Aviation University; vol. 1, pp. 14-17.*

4. Kozmin, G.V. and Synzynys, B.I. (2007), *Upravlenie ekologicheskim riskom* [Ecological risk management], IATE, Obninsk, Russia.

5. Kammen, D.M. and Hassenzaht, D.M. (1999), *Should We Risk It? Exploring Environmental, Health, and Technological Problem Solving*, Princeton, New Jersey, USA.

6. (1997) *Normy radiatsiynoi bezpeky Ukrainy* [Standards of radiation safety of Ukraine], Department for Printing of Ukrainian Centre of State Sanitation and Epidemiological Surveillance of the Ministry of Health of Ukraine, Kyiv.

7. Petrusenko, V. (2014), "Environmental risk assessment of the influence of or more threshold toxicants on a person". *Ecological safety*, vol. 1(14), pp. 36-39.