

комунікаційні технології.

Список використаних джерел

1. Биков В.Ю. Підвищення значущості інформаційно-комунікативних технологій в освіті України // Педагогіка і психологія. – К.: Шкільний світ, 2009 № 1.
2. Забродська Л.М. Принципи відбору змісту програмних засобів навчального призначення // Комп'ютер у школі та сім'ї. – 2004. – № 7. С. 34-37.
3. Калініна Л.М. Система інформаційного забезпечення управління загальноосвітнім навчальним закладом: Моногр. – К.: Айлант, 2005. – 275 с.
4. Луначок В.Е. Використання нових інформаційних технологій в організаційному механізмі управління загальноосвітніми навчальними закладами м. Харкова // Вісник Харківського університету №506. Сер.: Актуальні проблеми сучасної науки в дослідженнях молодих вчених міста Харкова: В 2 ч. – 2001. – Ч. 2. – С. 7-10.
5. Постанова Кабінету Міністрів України від 26 червня 2013 року №443 „Про затвердження Порядку підготовки до дій за призначенням органів управління та сил цивільного захисту” (Урядовий кур'єр від 10.07.2013р. №121).
6. Постанова Кабінету Міністрів України від 26 червня 2013 року №444 „Про затвердження Порядку здійснення навчання населення діям у надзвичайних ситуаціях” (Урядовий кур'єр від 10.07.2013р. №121).
7. Наказ ДСНС України від 19.02.2016р. №83 „Про затвердження Організаційно-методичних вказівок з підготовки населення до дій у надзвичайних ситуаціях”.
8. Волянський П.Б. Навчання населення діям у надзвичайних ситуаціях. //Інвестиції: практика і досвід. №21/2015 С. 7-113-117.

УДК 504.3:614.841

*Сидоренко В.Л., к.т.н., доцент, Азаров С.І., д.т.н., с.н.с.,
Матвєєва І.В., д.т.н., доцент, Єременко С.А., к.т.н., доцент*

ОЦІНКА РАДІОЄМНОСТІ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ПІСЛЯ ПОЖЕЖ

Наведено оцінку радіаційного стану після пожеж у Чорнобильській зоні. Показано радіємність різних типів екосистем і принципи їх екологічного нормування.

Ключові слова: Чорнобильська зона, природна пожежа, радіація.

Постановка проблеми. На території України більше 10 млн. га займають ліси. Найбільше лісових масивів знаходиться у північному (30 %) та західному (30 %) регіонах України, 17 % – у східному, 10 % – в південно-західному і 11 % – у південному регіонах. Пожежі в лісах, забруднених техногенними радіонуклідами, являють собою одним з найбільш радіаційно небезпечних джерелом вторинного забруднення атмосферного повітря радіоактивними димовими частинками різного роду. Найбільш несприятливі радіаційні умови для життєдіяльності населення створюються, коли це явище носить місцевий або регіональний масштаб, при якому захвачуються великі лісові масиви. Різні масштаби лісових пожеж впливають на радіаційну обстановку на чистих територіях, де проживає населення.

Аналіз останніх досліджень. Після Чорнобильської катастрофи було проведено немало досліджень щодо вторинної небезпеки радіоактивних аерозолів при лісових пожежах. Різні автори віддають пріоритет різним параметрам як визначальним для потрапляння радіоактивних продуктів згорання до довкілля при лісових пожежах на території Зони відчуження. Тому дослідження тривають, оскільки до цього часу немає достовірних даних, які однозначно визначають процеси надходження різних радіонуклідів до атмосферного повітря та радіаційний вплив на довкілля.

Постановка завдання. Актуальною є задача оцінки радіаційного стану після пожеж у Чорнобильській зоні. Розподіл та перерозподіл радіонуклідів у довкіллі визначає дозові навантаження та радіаційні ефекти в біологічних об'єктах, тому одним з головних завдань під час визначення наслідків радіоактивного забруднення наземних рослинних екосистем є визначення кількісних показників розподілу та подальшої міграції радіонуклідів у лісових насадженнях. Тому контроль та аналіз радіаційного стану територій внаслідок впливу наслідків природних пожеж є необхідною складовою екологічних досліджень.

Виклад основного матеріалу. З моменту аварії на 4-му блоці ЧАЕС стало зрозуміло, що природне очищення від радіоактивного забруднення проходить повільно. Чисте видалення ^{137}Cs як екомітки складає менше одного відсотка на рік [1–3], тому, ймовірно, що без технологічного втручання швидкість фізичного розпаду ^{137}Cs буде в значній мірі впливати на тривалість наслідків Чорнобильської аварії в лісових масивах.

Незважаючи на те, що величина абсолютно природної втрати ^{137}Cs в лісах мала, рециркуляція радіоактивного цезію в них є динамічним процесом, в рамках якого взаємозворотні переходи між біотичними та абіотичними компонентами лісової екосистеми проходять на сезонній або довготривалій основі.

У після аварійний період лісопожежний стан в зонах забруднення загострився, а кількість лісових пожеж збільшилась у 1,5–2 рази. Це відбулося внаслідок дії комплексу фінансових, соціальних, організаційних та лісівничо-екологічних чинників, серед яких найважливішими є наступні [4–6]:

- зменшення коштів на ведення протипожежної охорони лісів і зменшення об'ємів протипожежної профілактичної роботи;
- підвищення інтенсивності відвідування лісу населенням з метою збирання харчових продуктів лісу (грибів, ягід, лікарської сировини) у зв'язку з погіршенням соціально-економічної ситуації;
- повне або часткове припинення догляду та охорони лісів внаслідок радіаційного забруднення, збільшення кількості лісових насаджень, погіршення протипожежного стану лісу. Валіж, який формується з відмерлих органів дерев та накопичується зі спадом на підстилки, сухостійні дерева, які впали на поверхню, верхній відносно сухий шар лісової підстилки формують потенційну паливну масу для низової пожежі. Наявність в багатьох насадженнях сухостою на корені (до 15–20 % дерев) при поривчастому шквальному вітрі створює умови для переходу пожежі з низової на верхову;
- зменшення персоналу протипожежної охорони лісів;
- збільшення площ пожежонебезпечних лісових та нелісових земель в зонах радіоактивного забруднення, перш за все таких як колишніх сільгоспугідь, які є джерелом пожежної небезпеки протягом всього пожежонебезпечного періоду через сухий трав'янистий покрив, що підпалюється населенням або транспортом біля доріг,

звідки вогонь може перейти на сусідні лісові площі. Першим бар'єром наземних фітоценозів на шляху забруднюючих випадів (насамперед, радіоактивних) з атмосфери є ярус рослин. Рослини значною мірою перешкоджають міграції радіонуклідів територією зони забруднення, включаючи їх у біологічний колообіг [7].

Великі екосистеми, які зазнали впливу радіонуклідного забруднення після Чорнобильської катастрофи, потребують інтегральних оцінок здатності цих екосистем та їх елементів міцно утримувати радіонукліди, що випали.

Радіоємність екосистем, у найпростішому випадку, визначає частку радіонуклідів, що можуть міцно утримуватися в екосистемі (за рік або за більший строк). Визначення такої величини для різних типів екосистем дозволяє оцінити основні інтегральні характеристики екосистем, а саме прогнозувати частку радіонуклідів, яка після випадіння може утримуватися в даній екосистемі тривалий час, а яка – може потрапити в зону впливу на людину.

Розглянемо принципи та можливі підходи до формування методів оцінювання радіоємності лісових екосистем. Відомо, що лісові екосистеми становлять близько 40 % в 30-кілометровій зоні ЧАЕС. Не менше 50 % загальних запасів радіонуклідів знаходиться на території лісових екосистем хвойних та змішаних лісів.

Дослідження показали, що необхідно розробити нові перспективні підходи, моделі та принципи аналізу та прогнозування радіоекологічних процесів у 30-кілометровій зоні ЧАЕС, а також на всіх забруднених радіонуклідами територіях України. Відомо, що лісові екосистеми зони утримують найбільшу частину викинутих з реактора радіонуклідів у зоні, а 30-кілометрова зона формує більше половини річного стоку радіонуклідів у Дніпровський каскад та Чорне море.

Запропоновано під час оцінювання показника радіоємності (відносної величини у відсотках) радіонуклідотримувальної здатності лісових екосистем враховувати такі показники:

- 1) тип лісової екосистеми (хвойні, мішані, листяні);
- 2) запаси біомаси лісових екосистем залежно від вікових характеристик;
- 3) параметри стоку радіонуклідів з території лісової екосистеми залежно від середнього ухилу поверхні;
- 4) параметри мобільності та розчинності радіонуклідів відповідно до типу радіонуклідного забруднення. Це можуть бути переважно паливні частки, конденсаційна компонента та водорозчинні радіонукліди у 30-кілометровій зоні ЧАЕС;
- 5) рівень радіонуклідного забруднення та його площа.

Зазвичай цих показників достатньо, щоб врахувати, яка частка радіонуклідів, що надійшла в лісову екосистему, буде нагромаджена у фітобіомасі лісу, яка буде знаходитися на поверхні, а яка може з поверхневим стоком надійти у водотоки з водозбірної площі.

Для використання цього алгоритму за літературними даними та на базі експертних оцінок сформовано ряд допоміжних таблиць [7, 8]. Численними дослідженнями встановлено, що у 30-кілометровій зоні ЧАЕС спостерігаються такі типи радіонуклідного забруднення: паливні частки західного сліду, композиція паливної та конденсаційної компоненти. Оцінку запасів фітобіомаси в лісових екосистемах наведено в табл. 1. Відомо, що одразу після Чорнобильської аварії та на початку відновлювального періоду більша частина радіонуклідів (82–92 %) знаходилася в лісовій підстилці, а лише 8–12 % у верхньому шарі ґрунту. При цьому майже 94–99 % радіонуклідів, що знаходяться у ґрунті, зосереджені у тонкому

верхньому шарі завтовшки 0–5 см.

Таблиця 1 – Запаси фітомаси в лісових екосистемах 30-кілометрової зони

Тип лісу	Молодий, т/км ² сухої ваги	Середньовічний, т/км ² сухої ваги	Стиглий, т/км ² сухої ваги
Сосновий	15 000	23 000	25 000
Мішаний	22 000	32 000	38 000

За власними даними та даними Мінлігоспу України зроблено оцінювання середніх значень нагромадження радіонуклідів ¹³⁷Cs у фітомасі, що становить $2,6 \cdot 10^{-9}$ Кі/кг для ґрунту, що вміщує 1 Кі/км² радіонуклідів, для хвойного лісу та $7,0 \cdot 10^{-9}$ Кі/кг – для мішаного лісу. Ці дані дозволяють наближено оцінити вміст радіонуклідів у фітомасі лісових екосистем. Використовуючи ці дані та значення коефіцієнтів переходу (K_{II}) у системі „ґрунт–рослина”, можна розрахувати очікуваний вміст радіонуклідів у фітомасі, що утворилася на площі 1 км² за рівня радіоактивності за ¹³⁷Cs – 1 Кі/км² (табл. 2).

Таблиця 2 – Вміст радіонуклідів у фітомасі лісових екосистем на площі 1 км² за активності 1 Кі/км²

Тип лісу	Молодий, Кі	Середньовічний, Кі	Стиглий, Кі
Сосновий	0,04	0,06	0,065
Мішаний	0,15	0,22	0,27

На базі власних та літературних даних і експертних оцінок вважатимемо, що відсоток річного поверхневого стоку радіонуклідів на території лісу з ухилом 1–2 градуси не перевищує 0,2 % на рік від запасу радіонуклідів на ділянці. Для території з ухилом 3–4 градуси ця величина оцінюється в 0,5 %, а для більш стрімких схилів (6–8 градусів) – в 1 %. Беремо ці консервативні оцінки для перших наближених розрахунків. У подальшому ці параметри необхідно уточнювати шляхом натурних вимірювань.

Для розробленої математичної моделі поширення радіоактивного забруднення ¹³⁷Cs в екосистемах схилів описано у вигляді системи лінійних диференціальних рівнянь зі сталими коефіцієнтами [8]:

$$\frac{dx(t)}{dt} = Ax(t), \quad (1)$$

де $x(t) = \{x_1(t), x_2(t), \dots, x_9(t)\}$ – вектор невідомих з компонентами, які характеризують рівень радіоактивного забруднення (Бк) у камерах екосистеми схилів; t – час у декадах (10 років); A – матриця сталих коефіцієнтів радіоактивного розпаду і послідовного перенесення забруднення з однієї камери в іншу. Проведено аналіз стійкості системи диференціальних рівнянь. Характеристичний багаточлен матриці A має тільки від’ємні дійсні корені [9]:

$$\begin{aligned} \lambda_1 = -0,6; \lambda_2 = -1,3; \lambda_3 = -1,8; \lambda_4 = -6,3; \lambda_5 = -3,3; \\ \lambda_6 = -12,86; \quad -\lambda_7 = -1,39; \quad \lambda_8 = -0,35. \end{aligned} \quad (2)$$

Це свідчить про стійкість нульового розв’язку системи відносно збурення початкових умов (стійкість за Ляпуновим) і асимптотичну стійкість системи, тобто

можна стверджувати, що $y_i(t) \xrightarrow[t \rightarrow \infty]{} 0$; ($i = 1, 2, \dots, 8$).

Для дослідження була вибрана типова схилова екосистема, що складається з дев'яти камер: „ліс”, „узлісся”, „лука”, „тераса”, „заплава”, „вода озера”, „біота озера”, „донні відклади озера”, „люди” (рис. 1).

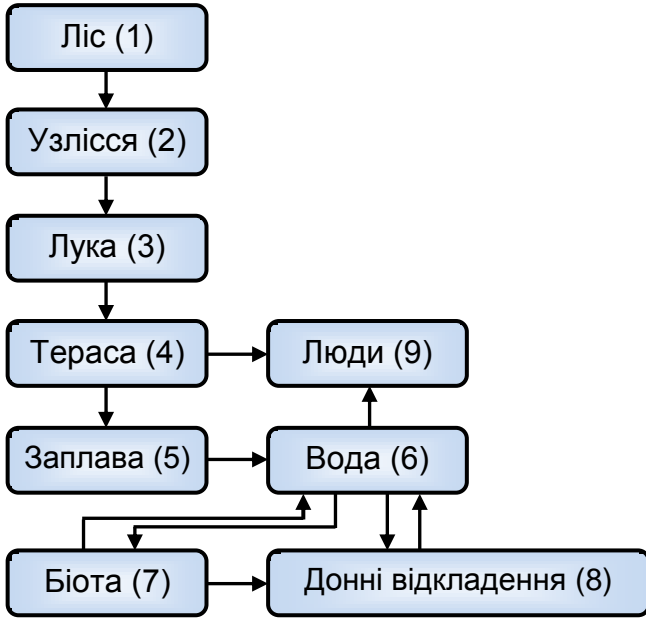


Рисунок 1 – Блок-схема типової схилової екосистеми

Взаємодія між камерами задається за допомогою коефіцієнтів переходу радіонуклідів з однієї камери у другу за одиницю часу (в один рік). Наприклад, a_{67} – коефіцієнт переходу радіонуклідів з камери 6 („вода”) у камеру 7 („біота”).

Дані коефіцієнти вибрані за натурними дослідженнями та залежать від нахилу схилу, характеру покриття (ліс, трава тощо), типу ґрунту (чорнозем, дерново-підзолистий, сірий-лісовий), об’єму стоку, температури повітря, напрямку та сили вітру, а також інших метеорологічних параметрів.

Визначення параметрів системи диференціальних рівнянь, що описують міграцію радіонукліда ^{137}Cs в екосистемі схилів [9]:

1) a_{12} – параметр, що характеризує швидкість переходу радіонукліда ^{137}Cs із камери „ліс” до камери „узлісся”. Для його визначення були використані дані багаторічного моніторингу, який показав, що ліс може втрачати від 1 до 5 % запасу радіонукліда за рік;

2) a_{23} – параметр, що характеризує швидкість переходу радіонукліда ^{137}Cs з камери „узлісся” до камери „лука”. На основі натурних даних встановлено, що ^{137}Cs з узлісся переноситься на луки в кількості 5–15 % від запасу на узліссі. Збільшення цього параметра пов’язано з іншим характером покриття, крутизною схилу, характером стоку;

3) a_{34} – параметр, що характеризує швидкість переходу радіонукліда ^{137}Cs з камери „лука” до камери „тераса”. Луки є зоною антропогенного впливу (випас тварин) і мають відносно слабе покриття (траву), тому частка перенесення ^{137}Cs буде становити від 10 до 20 % від загального запасу на луках;

4) a_{45} – параметр, що характеризує швидкість переходу ^{137}Cs із камери „тераса” до камери „заплава”. Сільськогосподарська тераса, куди надходять радіонукліди, – зона активної аграрної діяльності, тому перенесення радіонуклідів до заплави вже буде дещо більшим і становитиме від 10 до 30 % від запасу на терасі;

5) a_{49} – параметр, що характеризує швидкість переходу ^{137}Cs із камери „тераса” до камери „люди”. Людина активно використовує продукцію з аграрної тераси для випасу та годівлі худоби, для харчування. Відомо, що на сільськогосподарських угіддях втрата ^{137}Cs може становити від 20 до 60 % від запасу на аграрній терасі (кормові трави мають високі коефіцієнти нагромадження).

Розпишемо систему з дев'яти простих диференціальних рівнянь першого порядку з постійними коефіцієнтами з урахуванням коефіцієнтів переходу радіонуклідів з поправкою на їх радіоактивний розпад [10]:

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

де змінні $x, y, z, k, l, n, o, p, m$ – динамічні питомі активності радіонуклідів у камерах: „ліс”, „узлісся”, „лука”, „тераса”, „заплава”, „вода”, „біота”, „донні відклади” та „люди”; t – час.

Для камери „ліс” (див. рис. 1) характерний плавний скид радіонуклідів схилом униз. В інших камерах спостерігається поступове збільшення та нагромадження радіонукліда з досяганням пікових значень та наступним зменшенням їх вмісту.

Для камери „людина” максимальне нагромадження радіонуклідів становить 22 % від запасу в усій екосистемі, що визначає дозове навантаження на популяцію людей, які користуються даною екосистемою. Основною складовою дози для людей є сільськогосподарська тераса, де вирощується сільськогосподарська продукція.

У табл. 3 наведено розрахунки поверхневого стоку та радіоємності лісових екосистем при різних ухилах на цих територіях.

Таблиця 3 – Оцінка величини виносу радіонуклідів з лісових екосистем та радіоємності для різних варіантів ухилу території (площа 1 км², активність 10 Ки/км²)

Роки	Хвойний ліс, Ки			Мішаний ліс, Ки		
	1–2	2–4	4–8	1–2	2–4	4–8
1986	0,005	0,02	0,03	0,012	0,03	0,06
1987	0,012	0,03	0,06	0,016	0,04	0,08
1990	0,35	0,76	0,4	0,6	0,9	0,3
1995	0,27	0,43	0,1	0,4	0,7	0,2
1999	0,15	0,39	0,1	0,3	0,5	0,15
2001	0,1	0,25	0,1	0,2	0,3	0,1

Загальний винос за 15 років	0,15	0,35	0,7	0,16	0,37	0,74
Радіоємність, %	98,5	96,5	93,0	98,4	96,3	92,6

З табл. 3 видно, що за 15 років, що пройшли після Чорнобильської аварії, загальний об'єм стоку для різних ситуацій становить 1,5–7,4 % від запасу на території лісової екосистеми. Такі величини є досить реальними. Це означає, що суттєвого винесення радіонуклідів з лісових екосистем поки чекати не слід. Висока радіоємність лісових екосистем забезпечує на малих ухилах територій незначні величини винесення радіонуклідів, а на значних кутах нахилу поверхні лісової екосистеми слід контролювати загальний стік радіонуклідів і оцінювати шляхи його подальшої міграції ландшафтом. Можливе попадання цих стоків у зони від'ємного стоку, де відбувається їх міцне утримання.

Розроблено алгоритм та базовий розрахунок радіоємності щодо ситуації у 30-кілометровій зоні Чорнобильської АЕС. Проведено дослідження та аналіз картографічного матеріалу:

- карти радіонуклідного забруднення 30-кілометрової зони ЧАЕС ¹³⁷Cs;
- карти наявних типів лісів і лісових екосистем у зоні;
- ландшафтні карти для оцінки кутів ухилу територій лісових екосистем.

Зіставлення цих карт дало можливість побудувати таблиці площин різних типів лісів з урахуванням кутів ухилу для різних значень радіонуклідного забруднення. На базі цих даних і параметрів радіоємності розраховано кількість радіонуклідів, що можуть вийти з лісової екосистеми за різних рівнів радіонуклідного забруднення. За цими даними можна оцінити загальну радіоємність усіх лісових екосистем територій 30-кілометрової зони ЧАЕС (табл. 4).

Таблиця 4 – Оцінка загального винесення радіонуклідів (Кі) з лісових екосистем 30-кілометрової зони ЧАЕС з різними рівнями забруднення

Параметри	Забруднення, Кі/км ²		
	5–15	15–40	більше 40
Загальний запас, Кі	5630	8700	34 600
Винос, Кі	104,3	108,2	526,8
Радіоємність, %	98,2	98,8	98,5

Видно високу загальну радіоємність лісових екосистем 30-кілометрової зони Чорнобильської АЕС. Ліси зони забруднені різними рівнями радіонуклідів. Загальна площа забруднених лісових територій становить у сумі близько 1209 км². Події післяаварійних років показали, що пожежі в лісових екосистемах зони відбуваються приблизно один раз на 3–4 роки, тобто ймовірність пожежі в лісовій екосистемі 30-кілометрової зони ЧАЕС становить 1/4.

Отримані натуральні дані з територій горілих лісів 30-кілометрової зони ЧАЕС показують, що величина стоку радіонуклідів на схилах після пожежі збільшується не менше, ніж у 10 разів. Тому величину відсотка стоку на різних схилах варто збільшувати в 10 разів. Використовуючи ці дані, можна реально оцінити винесення радіонуклідів з лісових екосистем на різних схилах з урахуванням розрахункової ймовірності пожеж. Результати таких розрахунків наведені для трьох рівнів радіонуклідного забруднення за ¹³⁷Cs: 5–15, 15–40 та більше 40 Кі/км². За даними розрахунків можна оцінити сумарний винос радіонуклідів з лісових екосистем 30-

кілометрової зони ЧАЕС з урахуванням імовірної пожежі (табл. 5). Показано, що в результаті ймовірних пожеж загальний винос радіонуклідів може збільшитися на 136 Кі за період 20–30 років.

Таблиця 5 – Оцінка сумарного винесення радіонуклідів з лісових екосистем 30-ти км зони ЧАЕС у випадку пожежі

Забруднення, Кі/км ²	Схил, Кі				Сума
	0–1	1–2	2–4	4–8	
5–15	0	5,0	43,4	–	48,4
15–40	0	5,8	9,7	–	15,5
Більше 40	0	50,4	4,8	16,6	71,8

Підсумовуючи дані, можна оцінити загальний вплив імовірних пожеж на радіоемність лісових екосистем (табл. 6). Середня радіоемність без урахування пожеж становить близько 98,5 %, а з урахуванням пожеж знижується до 98,1 %.

Таблиця 6 – Оцінка загального річного винесення радіонуклідів з лісових екосистем 30-кілометрової зони ЧАЕС з різними рівнями забруднення в нормальних умовах та з урахуванням можливої пожежі

Параметри	Забруднення, Кі/км ²			Сума
	5–15	15–40	більше 40	
Загальний запас, Кі	5630	8700	34600	
Винесення у нормі, Кі	104,3	108,2	526,8	739,3
Радіоемність, %	98,2	98,8	98,5	
Винесення у випадку пожежі, Кі	152,7	123,7	598,6	875,0
Радіоемність з урахуванням імовірної пожежі, %	97,3	98,6	98,3	

Для оцінки реальних процесів поверхневого стоку радіонуклідів у травні 1994 року було проведено пошаровий відбір зразків ґрунту в горілому лісі біля с. Куповате (30-кілометрова зона ЧАЕС). Інтенсивна пожежа була в 1992 р.

Результати гамма-спектрометричного аналізу ґрунту пошарово на модельному схилі в горілому лісі біля с. Куповате показали, що на другій частині схилу відбулося значне нагромадження радіонуклідів (більше ніж 2,5 разу). Ці дані свідчать про можливість інтенсифікації процесів стоку після пожежі (табл. 7).

Таблиця 7 – Прогноз надійності типової схилової екосистеми за різних рівнів радіонуклідного забруднення (¹³⁷Cs) верхньої частини (ліс)

Рівень забруднення	10 Кі/км ²	50 Кі/км ²	100 Кі/км ²
Ліс	0,934	0,671	0,342
Узлісся	1	1	1
Лука, 6 %	0,999	0,997	0,993
Сільськогосподарська тераса, 1,4 %	0,9998	0,999	0,998
Заплава озера, 0,82%	1	0,9994	0,999
Біота донних відкладень озера, 1,16 %	0,95	0,748	0,496
Загальна надійність екосистеми	0,886	0,5	0,168

Очевидно, що в результаті лісової пожежі, коли підстилка та дернина повністю

вигорають, можна очікувати значного збільшення швидкості міграції та поверхневого стоку радіонуклідів. Розв'язавши систему рівнянь (1–3), отримуємо дані у графічному вигляді (рис. 2).

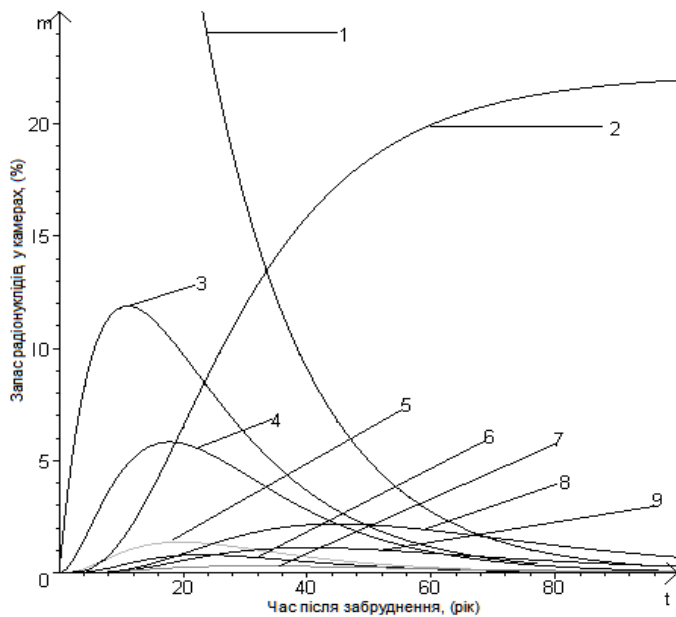


Рисунок 2 – Прогноз розподілу радіонуклідів між камерами схилової екосистеми: 1 – „ліс”; 2 – „узлісся”; 3 – „люди”; 4 – „лука”; 5 – „донні відклади”; 6 – „тераса”; 7 – „біота”; 8 – „заплава”; 9 – „вода”

Встановлено, що при реальних середніх значеннях параметрів зв'язку між камерами, модель дозволяє оцінити та спрогнозувати динаміку розподілу радіонуклідів та встановити значення піків забруднення та часу від можливої аварії на радіаційно небезпечному виробництві.

Висновки.

Таким чином, розроблена математична модель стійка, тому дозволяє обчислити стан радіаційного забруднення для різних випадків викиду радіоактивних речовин у схилових екосистемах та оцінити вплив цього забруднення на формування колективної дози для населення. Наявність такої моделі дає змогу оцінити дозові навантаження на біоту екосистем та людей і тим самим встановити екологічні нормативи на допустимі скиди та викиди радіонуклідів у схилові екосистеми та пропонувати ефективні контрзаходи.

Список використаних джерел

1. Азаров С.І. Дослідження надходження ^{137}Cs в повітря при лісових пожежах в Чорнобильській зоні / С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко, О.В. Руденко, А.В. Пруський // Пожежна безпека: теорія і практика. – 2011/ – Вип. 9. – С. 5-10.
2. Азаров С.И. Загрязнение атмосферы ^{137}Cs при лесных пожарах в Чернобыльской зоне / С.И. Азаров // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1998. – Т. 36. – Вып. 4. – С. 474-483.
3. Азаров С.І. Деякі аспекти охорони здоров'я населення в складних

Для камери „ліс” характерний плавний викид радіонуклідів вниз по схилу. Інші камери характеризуються поступовим збільшенням накопичення радіонукліда у камерах з досяганням пікових значень та наступним зменшенням їх вмісту.

Для камери „людина” максимальне накопичення радіонуклідів становить 22 % від запасу у всій екосистемі, що визначає дозове навантаження на популяцію людей, які користуються даною екосистемою. Основною складовою дози для людей є сільськогосподарська тераса, на якій виробляється сільськогосподарська продукція, що інтенсивно використовується людиною.

радіоекологічних умовах / С.І. Азаров, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко // Екологічні науки. – 2014. – Вип. 6. – С. 5-11.

4. Азаров С.И. Радиоэкологические последствия лесных пожаров в Украине / С.И. Азаров // Гигиена населенных мест. – 2000. – Вип. 37 – С. 341-344.

5. Азаров С.И. Методика анализа радиационного риска при тушении пожара на территориях, загрязнённых радионуклидами / С.И. Азаров // Пожаровзрывобезопасность. – 2001. – Т. 10, № 1. – 2001. – С. 40-43.

6. Азаров С.І. Радіаційний ризик для населення від пожеж в лісах, забруднених Чорнобильськими радіонуклідами / С.І. Азаров, О.В. Руденко, В.Л. Сидоренко, С.А. Єременко // Екологічна безпека і природокористування. – 2012. – Вип. 9. – С. 19-25.

7. Matveeva I. Radiocapacity model Appliance for Ecological standardization of radiation factor in a lake ecosystem / I. Matveeva // Proceedings of the National Aviation University. – 2014. – № 1(58). – P. 70-74.

8. Матвеева И.В. Радиоёмкость различных типов экосистем и принципы их экологического нормирования / И.В. Матвеева // ScienceRise. – 2014. – № 2 (4). – С. 11-17.

9. Матвеева И.В. Анализ и оценка радиоэкологических контрмер на основе теории радиоёмкости / И.В. Матвеева // Ядерная физика та енергетика. – 2013. – Т. 15. – № 3. – С. 306-312.

10. Кутлахмедов Ю.О. Застосування методу страхового ризику при радіаційному забрудненні в силових екосистемах / Ю.О. Кутлахмедов, І.В. Матвеева, В.П. Петрусенко // Вісник Національного авіаційного університету. – 2011. – № 4(49). – С. 115-118.

УДК 355.58:37.08

*Тищенко В.О., к.держ.упр., доцент
Білошицький М.В., к.х.н., доцент, с.н.с., Власенко Є.А.*

ПИТАННЯ КАДРОВОЇ ПОЛІТИКИ У СФЕРІ ЦИВІЛЬНОГО ЗАХИСТУ УКРАЇНИ

У науковій статті досліджено проблемні питання кадрової політики у сфері цивільного захисту. Виявлено невідповідність кадрової політики вимогам трансформаційних процесів у державі. Запропоновано основні напрями удосконалення кадрової політики у сфері цивільного захисту.

Ключові слова: кадрова політика, механізми державного управління, надзвичайна ситуація, органи управління, цивільний захист.

Постановка проблеми. Нова історична реальність несе не тільки нові загрози і ризику, але і нові можливості для прогнозу і попередження лих і катастроф. Ці можливості забезпечує інформатизація сучасного світу, розвиток глобальних комп'ютерних мереж і телекомунікації, удосконалення системи управління суспільством. Тепер можна набагато ефективніше, ніж раніше, прогнозувати і попереджати лиха, приходити на допомогу.

Надзвичайні ситуації (далі – НС) можна класифікувати за різними параметрами. Найбільш важливим з них є масштаб НС. За масштабами вони