

ОЦІНКА СТАНУ БІОТИ ТЕХНОГЕННОПОРУШЕНИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА ПОКАЗНИКАМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ ЄМНОСТІ

Запропоновано та проведено адаптацію методу екологічної ємності до специфіки техногеннопоручених екосистем, відходи яких надходять у навколишнє середовище. За результатами проведених експериментів запропонований показник виявився здатним чітко відображати вплив техногенних факторів на біоту та випереджати за своїми реакціями біологічні показники.

Ключові слова: теорія та моделі екологічної ємності, техногеннопоручені екосистеми, біота, важкі метали, екологічний ризик.

Предложен и адаптировано метод экологической емкости к специфике техногенно-нарушенных экосистем, отходы которых поступают в окружающую среду. По результатам проведенных экспериментов предложенный показатель оказался способным четко отражать влияние техногенных факторов на биоту и опережать по своим реакциями биологические показатели.

Ключевые слова: теория и модели экологической емкости, техногеннонарушенные экосистемы, биота, тяжелые металлы, экологический риск.

Proposed and adapted the method of ecological capacity of the specifics of anthropogenic and disturbed ecosystems, which wastes into the environment. The results of the experiments, the proposed indicator was able to clearly reflect the influence of anthropogenic factors on the biota and stay ahead in their reactions biological indicators.

Key words: theory and models of ecological capacity, technologically-damaged ecosystems, biota, heavy metals, environmental risk.

Постановка проблеми. Розвиток технологій у промисловості і сільському господарстві спричиняє різке збільшення кількості важких металів у навколишньому середовищі, концентрації яких на декілька порядків перевищують фонові природні концентрації. Надходження шкідливих речовин у довкілля з техногенно порушених систем відбувається за рахунок дефляції і міграції в підземні водоносні горизонти. Після потрапляння поллютантів в екосистему будь-яким шляхом, вони залучаються до екосистеми і підкоряються дії її внутрішніх законів. Вони так чи інакше беруть участь у кругообігу речовин, зумовленого трофічною структурою цієї екосистеми, від сталих елементів середовища (вода, повітря, ґрунт) – до популяцій організмів різних трофічних рівнів, а через це можуть у тією чи іншою мірою впливати на біоту екосистеми та на стан здоров'я людини [1; 7; 8].

Так, уміст свинцю в ґрунтах промислових районів досягає декількох тисяч міліграм на 1 кг, а щорічне виробництво кадмію у світі складає близько 20 000 т. ГДК_в кадмію складає 0,01 мг/л для води (лімітуючий показник шкідливості – санітарно-токсикологічний), ГДК_{вр} – 0,0005 мг/дм³ (лімітуючий показник шкідливості – токсикологічний).

Через антропогенне навантаження на навколишнє середовище зникає природна рослинність, багато біологічних об'єктів піддаються впливу шкідливих поллютантів. Знижується дебіт наземних та підземних вод і, у цілому, не лише погіршується водний режим територій, а в результаті міграції хімічних речовин та присутністю великої кількості водорозчинних солей і лугів, відбувається забруднення підземних вод та річок. Незакріплені рослинністю і висушені площі, складені глибинними, розпушеними в процесі техногенних робіт, стають вогнищами водної та вітрової ерозії. У результаті порушень поверхні утворюються відвали, кар'єри відкритих розробок родовищ.

Теоретична екологія та екологічна безпека не володіла помітним вибором моделей і параметрів, придатних для оцінок і розрахунків екологічних процесів у різного типу екосистемах. Запропоновано новий підхід до оцінки стану біоти екосистем, за яким в ролі показника стану та реакції екосистеми пропонується використовувати зміну параметрів її радіоемності [5; 6].

Матеріали та обговорення. Для оцінки впливу техногеннопоручених систем на стан біоти екосистем пропонується використовувати чутливий показник – фактор екологічної ємності. Уявлення про фактор

радіо ємності, яке було запропоновано Агре та Корогодіним у 1960 р. [1], покладено нами в основу нової екологічної концепції. Для оцінки стану й благополуччя екосистем використовують до 30 різних показників і параметрів – від різноманітних видів до біомаси, чисельності тощо. Важлива особливість цих показників, що практично всі вони починають суттєво змінюватись лише тоді, коли біота зазнає значних порушень [2]. Практично дуже важливо мати показники та параметри, які дозволяли б випереджаючим чином оцінювати стан біоти екосистеми й особливості розподілу та перерозподілу поллютантів у реальних екосистемах і ландшафтах. На основі теоретичного аналізу та експериментальних досліджень нами запропоновано використовувати фактор екологічної ємності екосистем та її складових.

Екологічна ємність визначається як така критична кількість поллютантів, яка може накопичуватись у біотичних компонентах екосистем без порушення їх основних функцій (відтворення та кондиціонування середовища існування) [3]. Фактор екологічної ємності – визначається як доля поллютантів, що накопичується в тому чи іншому компоненті екосистеми (або в ландшафті). Нами було запропоновано для оцінки благополуччя біоти в екосистемі використовувати як визначальні два параметри – біомасу видів в екосистемі та їх здатність очищати/кондиціонувати середовище від відходів життєдіяльності та поллютантів, що потрапляють в екосистему [1; 4; 5].

Розглянемо проблему екологічної ємності на прикладі двокамерної моделі екосистеми (водна культура рослин), що складається з води – $Y(x)$ та біоти – $Z(x)$. Нехай ми маємо дві камери, що містять $Y(x)$ і $Z(x)$ поллютанти, і час x ; a_{12} – швидкість поглинання поллютантів; a_{21} – швидкість відтоку поллютантів у воду. Рішенням даної задачі є розв'язок двох диференціальних рівнянь для даної моделі:

$$Y(x) = \frac{Y_0}{a_{12} + a_{21}(a_{21} + a_{12} \exp[-(a_{12} + a_{21})x])}, \quad (1)$$

$$Z(x) = \frac{Y_0 a_{21}}{a_{12} + a_{21}(\exp[-(a_{12} + a_{21})x])}, \quad (2)$$

Коли час досліджень значний, то можна розрахувати й оцінити фактор екологічної ємності біоти та води таким чином:

$$F_b = \frac{a_{12}}{a_{21} + a_{12}}; \quad F_w = \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}}. \quad (3)$$

Порівнюючи ці рівняння, можна отримати:

$$\frac{a_{12}}{a_{21}} = \frac{F_b}{F_w} = \frac{1 - F_b}{F_b} \quad (4)$$

Таким чином, відношення швидкості поглинання та відтоку поллютанта і, можливо, елемента мінерального живлення калію пропорційне біомасі біоти й коефіцієнту накопичення в системі «вода – біота». А це

означає, що чим більшою є біомаса біоти та коефіцієнт накопичення поллютанта біотою, тим більше відношення швидкостей поглинання і відтоку поллютантів, а значить, і поживних речовин із води в біомасу біоти. Тут видно зв'язок параметра радіоємності зі швидкостями поглинання та відтоку поллютантів [6].

Результати досліджень. Проведено розрахунки екологічної ємності, що враховують як сценарії штатних викидів небезпечних підприємств, так і можливі аварійні ситуації. Отримано часові залежності для фактору екологічної ємності рослин при дії концентрацій солей кадмію, цинку, свинцю (рис. 1, рис. 2, рис. 3). Реакція протягом першої доби після негативного впливу дозволяє оперативно описати чутливість рослин до дії важких металів.

Аналіз представлених результатів на цих рисунках вказує на швидкоплинний характер токсичності важких металів – виявляється як стимулювання росту та відновлення рослин, так і інгібуючий вплив практично завершується на третю добу досліджень.

Поглиняльну активність рослин при дії CdCl_2 вимірювали за допомогою гамма-спектрометра (по трасеру ^{137}Cs), дані наведені в табл. 1.

Таблиця 1

Активність трасера ^{137}Cs у водному середовищі при дії CdCl_2 (Бк/л) $\bar{X} \pm S\bar{x}$

№	n	1 мкМ	6 мкМ	15 мкМ	25 мкМ	K
0	27	3,335±0,22	3,31±0,2	3,313±0,22	3,71±0,5	3,565±0,15
1	27	1,321±0,98	2,10±0,25	2,515±0,12	2,65±0,75	2,57±0,43
2	27	0,136±0,02	1,046±0,12	0,875±0,023	0,69±0,05	0,985±0,22
4	27	0,083±0,005	0,171±0,023	0,169±0,015	0,26±0,03	0,09±0,002
5	27	0,155±0,06	0,338±0,032	0,168±0,013	0,117±0,02	0,108±0,03
6	27	0,068±0,028	0,069±0,002	0,09±0,005	0,113±0,05	0,06±0,004

Провівши статистичну обробку та узагальнення отриманих результатів, було обраховано фактор екологічної ємності біоти (табл. 2).

Таблиця 2

Фактор екологічної ємності біоти при дії CdCl_2 $\bar{X} \pm S\bar{x}$

№	n	1 мкМ	6 мкМ	15 мкМ	25 мкМ	K
1.	27	0,604±0,023	0,365±0,04	0,241±0,04	0,287±0,02	0,279±0,01
2.	27	0,959±0,05	0,684±0,05	0,736±0,02	0,812±0,04	0,724±0,01
3.	27	0,975±0,024	0,948±0,02	0,949±0,05	0,929±0,02	0,973±0,02
4.	27	0,954±0,021	0,898±0,03	0,949±0,02	0,969±0,01	0,97±0,02
5.	27	0,965±0,05	0,934±0,08	0,937±0,03	0,946±0,02	0,983±0,03
6.	27	0,604±0,021	0,365±0,02	0,241±0,02	0,287±0,03	0,279±0,01

Аналіз отриманих даних (рис. 1) вказує на складну динаміку впливу хлориду кадмію (щодо контролю), – спостерігається як стимуляція накопичення радіоцезію, інгібування, та його відновлення.

Реакція за першу добу після дії солі кадмію дозволяє оперативно описати чутливість рослин до впливу важкого металу. Із поведінки відповідних кривих, що характеризують вплив CdCl_2 у концентрації 1,0 та 6,0 мкМ видно, що поглинання трасера рослинами більше, ніж у контрольному варіанті, на 110 % та 30 %, що говорить про стимулювання поглиняльної активності рослин.

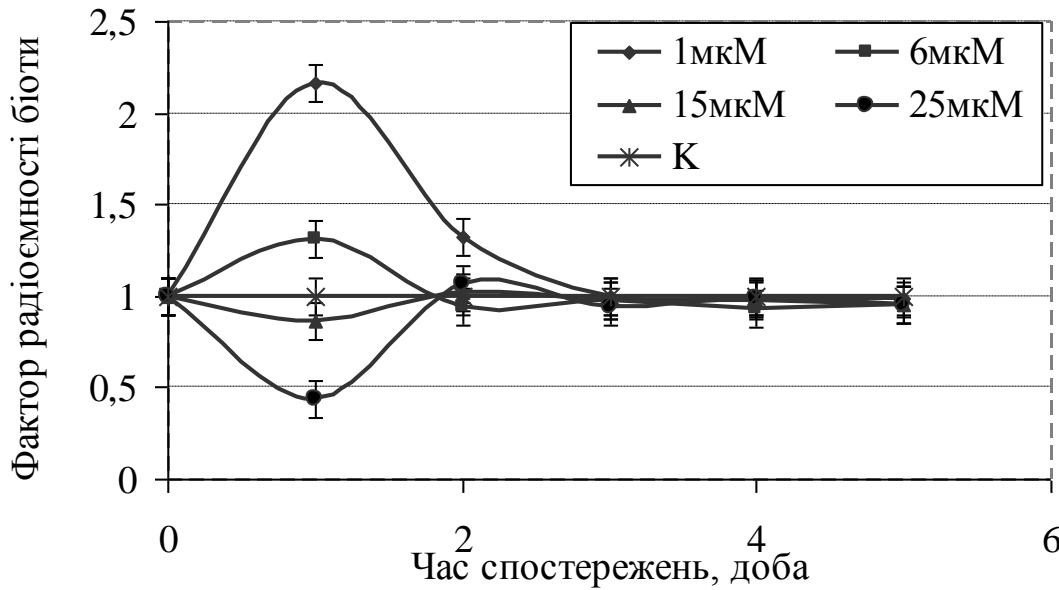


Рис. 1. Динаміка фактору екологічної ємності проростків рослин в умовах дії CdCl₂ (відносно контролю)

При концентраціях 15,0 та 25,0 мкМ/л CdCl₂ спостерігалось зниження поглинальної здатності рослин на 15 % і відповідно 60 % відносно контрольного варіанту – відбувалось пригнічення (інгібування) росту рослин. Крім того, слід відмітити відображення в динаміці екологічної ємності відновних процесів.

Про це свідчить область кривих (1-3 доба), у якій відбувалось зростання поглинальної активності рослин кукурудзи після початкового зниження.

Зведені дані вимірювання активності при дії Zn₂SO₄ наведені в табл. 3.

Таблиця 3

Активність трасера ¹³⁷Cs у водному середовищі при дії Zn₂SO₄ (Бк/л) $\bar{X} \pm S\bar{x}$

№	n	50 мкМ	90 мкМ	150 мкМ	200 мкМ	300 мкМ	К
1.	27	3,210±0,12	3,098±0,12	3,060±0,25	3,110±0,21	3,04±0,3	3,330±0,2
2.	27	2,263±0,12	2,787±0,5	2,665±0,4	2,385±0,5	2,168±0,2	2,832±0,1
3.	27	1,773±0,11	2,186±0,1	1,968±0,5	1,943±0,38	1,85±0,3	2,296±0,32
4.	27	0,914±0,03	1,076±0,2	1,17±0,1	1,485±0,42	0,978±0,05	1,006±0,46
5.	27	0,383±0,01	0,369±0,032	0,59±0,05	0,705±0,02	0,613±0,3	0,568±0,03
6.	27	0,135±0,02	0,11±0,023	0,245±0,02	0,378±0,03	0,335±0,02	0,262±0,03
7.	27	0,068±0,003	0,069±0,002	0,09±0,004	0,113±0,02	0,137±0,04	0,049±0,004

При аналізі результатів та розрахунку фактора екологічної ємності біоти маємо (табл. 4):

Таблиця 4

Фактор екологічної ємності біоти при дії сульфату цинку. $\bar{X} \pm S\bar{x}$

№	n	50 мкМ	90 мкМ	150 мкМ	200 мкМ	300 мкМ	К
1	27	0,783±0,02	0,785±0,02	0,738±0,03	0,815±0,05	0,853±0,02	0,811±0,03
2	27	0,406±0,05	0,386±0,04	0,439±0,03	0,623±0,02	0,451±0,03	0,355±0,02
3	27	0,169±0,002	0,132±0,01	0,221±0,02	0,296±0,01	0,283±0,04	0,201±0,1
4	27	0,112±0,02	0,098±0,004	0,137±0,01	0,201±0,05	0,187±0,01	0,093±0,024
5	27	0,074±0,02	0,105±0,014	0,077±0,004	0,076±0,002	0,140±0,02	0,017±0,003
6	27	0,783±0,03	0,785±0,05	0,738±0,05	0,815±0,03	0,853±0,05	0,81±0,1

Зміна фактору екологічної ємності рослин кукурудзи, які піддавали незалежному впливу сульфату цинку (щодо контролю), представлено на рис. 2.

При впливі Zn₂SO₄ у концентрації 150,0 мкМ відбувалось збільшення поглинальної активності рослин на 40 %, що призводило до покращення фізіологічного стану рослин. Концентрації 50,0 мкМ та 90,0 мкМ мають однаковий характер дії на рослини, поглинальна активність більша, ніж у контрольному варіанті, на 15 %, але вже на другу добу досліджень

поглинальна активність зменшується на 30 %, що говорить про пригнічення накопичення рослинами трасеру.

На 3-4 добу відновлювалась поглинальна здатність рослин, про що свідчить збільшення поглинання трасеру на 10-20 %. При концентраціях 200,0-300,0 мкМ Zn₂SO₄ поглинальна активність рослин зменшувалась на 15-50 % щодо контролю, але слід відмітити відновлювальні процеси в динаміці екологічної ємності на 2-5 добу спостережень.

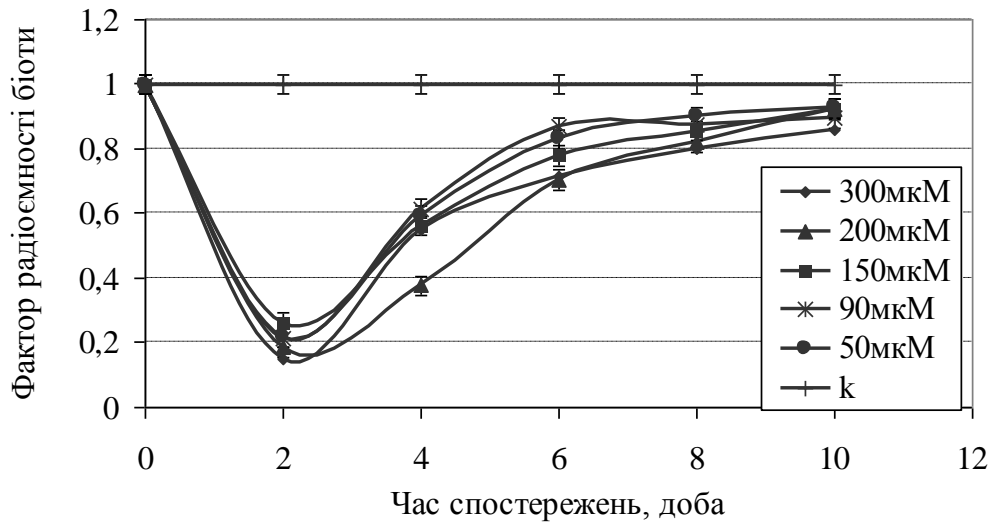


Рис. 2. Вплив різних концентрацій Zn_2SO_4 на поглинальну здатність рослин (щодо контролю)

Накопичення трасера в середовищі живлення рослин починали поглинати трасер і, відповідно, активність у рослин спостерігалось на 1-2 добу, після чого рослини водному розчині зменшувалась (табл. 5).

Таблиця 5.

Активність трасера ^{137}Cs у середовищі живлення рослин при дії $Pb_2SO_4 \bar{X} \pm S\bar{x}$

№	n	10 мкМ	30 мкМ	60 мкМ	150 мкМ	250 мкМ	350 мкМ	К
1.	27	3,338±0,5	3,222±0,12	3,607±0,2	3,76±0,5	3,475±0,12	3,452±0,15	3,052±0,26
2.	27	2,975±0,1	3,165±0,5	2,88±0,2	3,157±0,5	2,892±0,2	3,322±0,15	3,018±0,34
3.	27	1,865±0,1	1,945±0,3	1,488±0,18	2,392±0,4	2,21±0,3	2,77±0,12	1,361±0,32
4.	27	0,816±0,04	0,865±0,05	0,428±0,024	1,643±0,3	1,515±0,32	2,255±0,211	0,489±0,054
5.	27	0,136±0,05	0,13±0,01	0,094±0,002	0,26±0,21	0,373±0,021	1,345±0,11	0,082±0,003
6.	27	0,101±0,03	0,095±0,004	0,087±0,002	0,129±0,02	0,165±0,031	1,094±0,125	0,069±0,004
7.	27	0,098±0,002	0,109±0,02	0,096±0,003	0,185±0,03	0,161±0,022	0,833±0,054	0,079±0,002

За отриманими результатами проведено статистичну обробку та визначено значення фактору радіємності біоти для моноекосистеми (табл. 6).

Таблиця 6

Фактор екологічної ємності біоти при дії $Pb_2SO_4 \bar{X} \pm S\bar{x}$

№	n	10 мкМ	30 мкМ	60 мкМ	150 мкМ	250 мкМ	350 мкМ	К
1.	27	0,109±0,05	0,173±0,02	0,201±0,04	0,16±0,02	0,16±0,01	0,09±0,003	0,173±0,03
2.	27	0,441±0,032	0,492±0,03	0,587±0,03	0,364±0,054	0,364±0,03	0,241±0,03	0,627±0,054
3.	27	0,756±0,02	0,774±0,04	0,881±0,03	0,563±0,03	0,564±0,03	0,382±0,021	0,866±0,04
4.	27	0,959±0,045	0,966±0,03	0,974±0,054	0,931±0,03	0,893±0,04	0,632±0,054	0,977±0,03
5.	27	0,970±0,054	0,975±0,03	0,976±0,38	0,966±0,02	0,953±0,38	0,7±0,02	0,981±0,03
6.	27	0,971±0,02	0,972±0,02	0,973±0,02	0,951±0,03	0,954±0,04	0,772±0,054	0,978±0,02
7.	27	0,109±0,01	0,173±0,02	0,201±0,054	0,16±0,003	0,168±0,02	0,09±0,002	0,173±0,021

На рис. 3. представлений вплив сульфату свинцю на фактор радіємності рослин.

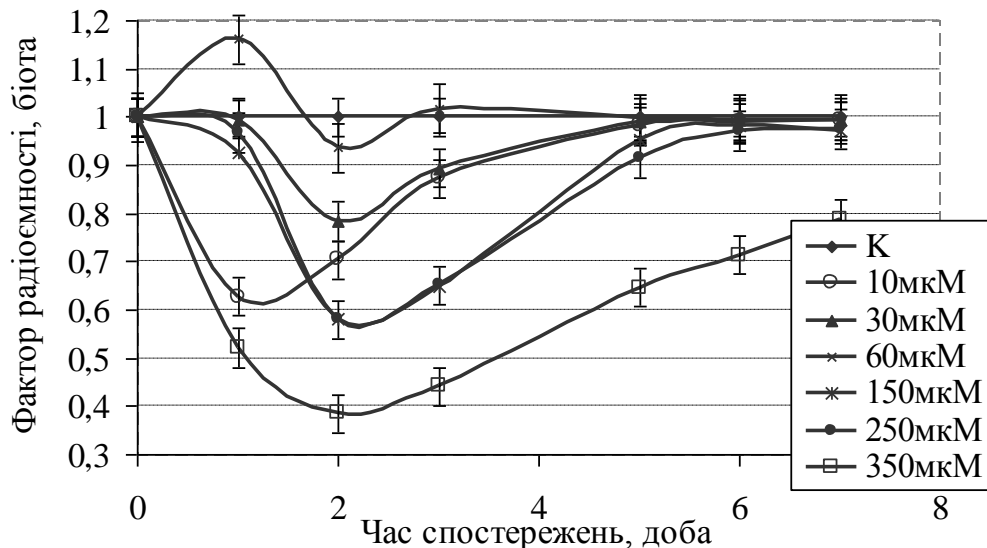


Рис. 3. Вплив різних концентрацій Pb_2SO_4 поглинальну здатність рослин (щодо контролю)

Видно, що при концентраціях 150,0-350,0 мкМ рівень фактору радіємності з часом помітно падає і досягає значень 0,42-0,55. Із часом відбувалось помітне збільшення фактору радіємності, тобто відновлення здатності накопичувати ^{137}Cs . Подібний вплив спостерігали при концентраціях 10,0-30,0 мкМ, коли фактор екологічної ємності зменшувався до 0,6-0,78. У варіанті 60,0 мкМ Pb_2SO_4 спостерігали стимулюючу дію – значення фактору радіємності збільшувались до 1,15, але на другу добу відбувалось зниження поглинальної здатності, що говорить про інгібуючу дію Pb_2SO_4 .

Той факт, що до четвертої доби рівень швидкості поглинання варіантів досліду збігається з контрольним рівнем, свідчить про завершення процесів поглинання в моноекосистемі в результаті дії поллютантів, і про перехід системи спостереження в стаціонарний стан.

Порівнюючи дію важких металів кадмію, цинку та свинцю, виявлено, що найбільш токсичним поллютантом є свинець. Хлорид кадмію виявився більш токсичним поллютантом, порівняно зі сульфатом цинку, на 10 %. Щодовідношенні стимулюючих доз, слід зазначити, що хлорид кадмію надав більш виражений стимулюючий ефект, порівняно з сульфатом цинку та свинцем. Як зазначалося вище, при концентраціях 1,0-6,0 мкМ, збільшується накопичення трасеру на 30-110 % щодо контролю.

Для полігону на Миколаївському глиноземному заводі спостерігається підвищення фактору радіємності техногенно-порушеної поверхні від низького значення в 0,1 до високих значень у 0,7-0,9. Підкреслюємо, що параметр «фактор екологічної ємності» – це безрозмірна величина, що визначає утримуючу здатність компоненту екосистеми щодо поллютантів (0 буде означати практичну неможливість утримання поллютанта в досліджуваному компоненті екосистеми, а 1 значить абсолютну утримуючу здатність, тобто в нашому випадку неможливість суттєвого пилового переносу поллютантів з техногенно-порушених поверхонь до оточуючого ландшафту).

Висновок. Теорія і моделі екологічної ємності дозволяють визначати критичні елементи екосистеми, де слід очікувати тимчасового або кінцевого депонування поллютантів. Закономірності перерозподілу поллютантів у різних типах екосистем, описувані моделями екологічної ємності, дозволяють установити екологічні нормативи на гранично допустимі скиди і викиди радіонуклідів у конкретні види екосистем.

Підхід на основі застосування біогенних трасерів дозволяє в рамках теорії і моделей екологічної ємності і надійності одночасно оцінювати процеси міграції поллютантів, визначати техногенні навантаження на біоту екосистем і встановлювати фундаментальні параметри швидкостей перерозподілу поллютантів у різних типах екосистем, включаючи ландшафти.

ЛІТЕРАТУРА

1. Агре А. Л. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме / А. Л. Агре, В. И. Корогодин // Мед. радиология. – 1960. – № 1. – С. 67–73.
2. Кутлахмедов Ю. А. Методология и методы исследования радионуклидов и других техногенных загрязнителей в наземных и водных экосистемах (пособие) / Ю. А. Кутлахмедов, Г. Г. Поликарпов, В. И. Корогодин, В. Ю. Кутлахмедова-Вишнякова. – К. : Медкол, 1997.
3. Kutlakhmedov Y. Radiocapacity of Different Types of Natural Ecosystems (without man) and their Ecological Standardization Principles / Y. Kutlakhmedov, G. Polikarpov, V. Yu. Kutlakhmedova-Vyshnyakova // J. Radioecol. – 1997. – Vol. 6 (2). – P. 15–21.
4. Кутлахмедов Ю. А. Проблемы экологического нормирования и радиационная безопасность биоты экосистем / Ю. А. Кутлахмедов, И. В. Матвеева, А. Г. Саливон, А. Н. Леньшина // Научно-методический журнал. – Серия «Техногенна безпека», 2009. – Т. 116, Вип. 103. – С. 29–34.
5. Саливон А. Г. Проблемы экологического нормирования допустимых стрессов від радіонуклідів в екосистемах / А. Г. Саливон, Ю. О. Кутлахмедов, А. М. Леньшина // Научный вестник МДУ ім. В. О. Сухомлинського. – Серия : Біологічні науки, 2008. – Вип. 23. – № 3. – С. 82–86.
6. Пчеловская С. А. Исследование и моделирование радиоемкости экосистем / С. А. Пчеловская, Е. Ю. Кольцова, Ю. А. Кутлахмедов // Зб. наук. праць Ін-ту ядерних досл. – 2004. – № 2 (13). – С. 96–104.
7. Хоружая Т. А. Методы оценки экологической опасности / Т. А. Хоружая. – М. : Экспертное бюро, 1998. – 224 с.
8. Рудько Г. І. Екологічна безпека та раціональне природокористування в межах гірничопромислових і нафтогазових комплексів / Г. І. Рудько, Л. Є. Шкіца. – Івано-Франківськ, 2001. – 528 с.

Рецензенти: **Кутлахмедов Ю. О.**, д.б.н., професор Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України (м. Київ);

Петрук В. Г., д.х.н., професор Вінницького національного технічного університету (м. Вінниця).

© Огородник А. М., 2013

Дата надходження статті до редколегії 08.04.2013 р.

ОГОРОДНИК Анна Миколаївна – к.т.н., старший викладач кафедри біології та екологічної безпеки Чорноморського державного університету імені Петра Могили (м. Миколаїв).

Коло наукових інтересів: промислова екологія, екологічна безпека техногеннопорушених екосистем, надійність систем, теорія та моделі радіємності біоти та ландшафтів.