

РАДІОБІОЛОГІЯ ТА РАДІОЕКОЛОГІЯ
RADIOBIOLOGY AND RADIOECOLOGY

УДК 504.064.36:574:502.5

<https://doi.org/10.15407/jnpae2022.04.263>А. І. Липська^{1,*}, В. І. Ніколаєв¹, В. А. Шитюк¹,
О. О. Бурдо¹, Д. О. Вишневський²¹ Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна² Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник,
Іванків, Київська область, Україна*Відповідальний автор: alla.lypska@gmail.comРАДІОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ НА ОСУШЕНИХ ДІЛЯНКАХ
ЛОЖА ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС

Представлено результати радіоекологічного моніторингу дослідних полігонів, розташованих на осушених ділянках водойми-охолоджувача (ВО) ЧАЕС та прибережній території. Визначено особливості просторового розподілу потужності експозиційної дози, щільність забруднення ґрунту аварійними радіонуклідами ^{137}Cs , ^{90}Sr та ^{241}Am . Досліджено вміст інкорпорованих радіонуклідів у представників родів *Myodes* та *Sylviaemus*, встановлено індивідуальну та міжвидову варіабельність вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у тварин у межах одного дослідного полігону. Розраховано коефіцієнти переходу радіонуклідів у ланцюзі «ґрунт - тварина». Наразі показники радіоактивного забруднення біоти на осушених ділянках ВО знаходяться в межах варіації тих значень, що притаманні для більшості ділянок чорнобильської зони відчуження.

Ключові слова: водойма-охолоджувач Чорнобильської АЕС, радіонуклідне забруднення, ґрунт, мишоподібні гризуни, інкорпоровані радіонукліди.

Водойма-охолоджувач (ВО) Чорнобильської атомної електростанції (ЧАЕС) була найбільшою штучною технологічною водоймою площею $\sim 22 \text{ км}^2$. ВО була суттєво забруднена під час аварії на ЧАЕС унаслідок випадіння радіоактивних опадів на поверхню води, а також через викиди сильно забруднених вод з енергоблока № 4 (вода із системи аварійного охолодження реактора, вода, використана для пожежогасіння тощо). У результаті аварійного викиду до ВО надійшло $11,1 \cdot 10^{13} \text{ Бк } ^{137}\text{Cs}$ та $3,7 \cdot 10^{12} \text{ Бк } ^{90}\text{Sr}$, що приблизно становить 0,3 % для ^{137}Cs та 0,5 % для ^{90}Sr від загальної кількості, що потрапили в оточуюче середовище [1]. З часом основна частина радіоактивних забруднень (^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu та ізотопи Am) накопичилися в донних відкладеннях водойми. Згідно з [2] у донних відкладеннях водойми знаходилося близько 35 - 42,5 ТБк ^{90}Sr , 170 - 288 ТБк ^{137}Cs і 0,74 - 0,8 ТБк $^{239+240}\text{Pu}$. Латеральний розподіл запасів аварійних радіонуклідів у ВО має доволі строкатий характер, що зумовлено неоднорідним рельєфом дна [3, 4]. Значна частина ВО має глибини в діапазоні до 7 м – поверхня колишньої заплави (глибини 4 - 7 м), а також внутрішній схил дамби ставка-охолоджувача (діапазон глибин 0 - 4 м). Глибші частини ВО (до 16 - 17 м) розташовані в місцях знаходження старого русла р. Прип'ять та колишніх заплавних озер, а також піщаних кар'єрів [5]. Унаслідок чого, після зниження рівня води розвиток радіаційної ситуації в різних частинах ВО, можливо, буде суттєво відрізнятися.

З 2014 р. проводиться масштабний проект введення з експлуатації ВО з контрольованим поетапним спуском води, внаслідок чого утворилися значні суходоли (до 15 км^2), сформовані переважно донними відкладеннями з високим вмістом радіонуклідів. За дії природно-кліматичних умов відбувається їхня поступова деструкція, що буде призводити до зміни біодоступності радіонуклідів паливної матриці, активації міграції радіонуклідів у ланцюзі «ґрунт - рослина - тварина» [6, 7].

На осушених ділянках ложа ВО відбувається інтенсивне формування нових фітоценозів та заселення цих територій представниками фауністичних угруповань дрібних ссавців унаслідок міграції з прилеглих територій та розмноження. Трансформація забрудненої радіонуклідами водної екосистеми у наземну є унікальним явищем, дослідження якого не має аналогів у світовій науковій практиці. У роботах [8, 9] показано, що навіть короткотермінове зниження рівня води в технологічній водоймі Саванна-Риверського полігону (США) в 1991 - 1994 рр. призвело до збільшення радіонуклідного забруднення біоти. Аналогічні тенденції спостерігали при осушенні оз. Карачай на об'єкті «Маяк» [10]. Слід відзначити, що ВО суттєво вирізняється величезною кількістю техногенних радіонуклідів та не має аналогів у світовій практиці. Отже, проведення радіоекологічних досліджень на осушених ділянках ВО на сьогодні є однією з актуальних проблем чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ).

Мета роботи: оцінити поточний радіоекологічний стан на осушених ділянках ложа водойми-охолоджувача за умов техногенної трансформації водної екосистеми в наземну.

1. Матеріали та методи досліджень

Радіоекологічні дослідження проводили на трьох дослідних полігонах ЧЗВ. Полігон 1 (51°21'38.58"N 30° 8'23.50"E) розташований на береговій лінії ВО ЧАЕС (до початку гідротехнічних робіт). На полігоні переважають супіщані та дерново-підзолисті ґрунти. Територія полігону 2 (51°22'20.60"N 30° 8'26.94"E) знаходиться на осу-

шеній ділянці гарячої частини ВО ЧАЕС, що межує з північною частиною розподільчої дамби та місцем розташування покинутої гідробіологічної лабораторії. Територія полігону 3 (51°21'4.81"N 30° 9'29.46"E) розташована на дамбі першої черги ВО ЧАЕС та осушеній гарячій частині ложа ВО. На ділянках осушеного ложа ВО ґрунтовий покрив утворено пісками (без мулистих частинок) зі значним покриттям території черепашками, що залишилися після масової загибелі колоній річкової дрейсени (*Dreissena polymorpha*). На рис. 1 представлено розташування дослідних полігонів на території ЧЗВ.



Рис. 1. Дослідні полігони ЧЗВ.
(Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

Відбір зразків ґрунту здійснювали методом конверту з кроком 1 м (4 проби в кутах квадрата й 1 зразок у центрі) за допомогою розбірного циліндричного пробовідбірника, з подальшим розділенням проби по шарах: 0 - 2, 2 - 4, 4 - 7, 7 - 10, 10 - 15, 15 - 20, 20 - 25, 25 - 30 см [11]. Ґрунти кожного шару з усіх п'яти відборів змішували та отримували усереднену пробу, після стандартної лабораторної підготовки зразків проводили γ - та β -спектрометричні дослідження.

На усіх полігонах за допомогою радіометра γ - та β -випромінювання «Прип'ять» вимірювали потужність експозиційної дози (ПЕД) на висоті 1 м та щільність потоку β -частинок на висоті 5 см над поверхнею ґрунту.

На дослідних полігонах також у 2018 - 2020 рр. проводили відлови мишоподібних гризунів методом пастко-ліній з використанням живоловок Шермана. Видову приналежність мишоподібних

визначали за морфологічними ознаками [12].

Визначення вмісту γ -випромінюючих радіонуклідів проводили на спектрометрі Canberra, USA, модель GX40185 з детектором з надчистого германію та антикомptonівському γ -спектрометрі з Ge-детектором із вхідним берилієвим вікном, з енергетичною роздільною здатністю 1,9 кеВ на γ -лініїх ^{60}Co і 350 еВ на γ -лінії 59 кеВ ^{241}Am .

Вміст ^{90}Sr у пробах визначали без використання методу радіохімічного концентрування [13] на β -спектрометрі «СЕБ-50» з пластиковим сцинтиляційним детектором.

У табл. 1 представлено обсяг експериментальних досліджень.

Біодоступність радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у ланцюзі «ґрунт - тварина» визначали через розрахунок коефіцієнтів переходу (КП), а саме як співвідношення питомої активності (вмісту) радіонуклідів у тушці тварин в кБк/кг до щільності забруднення території в кБк/м².

Таблиця 1. Загальна кількість об'єктів γ - та β -спектрометричних досліджень

Об'єкт	Вид	Полігони			Всього
		1	2	3	
Мишоподібні гризуни	<i>Myodes glareolus</i> , <i>Sylvaemus flavicollis</i> , <i>Sylvaemus agrarius</i> , <i>Sylvaemus uralensis</i>	99	87	38	224
Ґрунт	0 - 30 см, пошарово	15	15	15	45

Статистичну обробку результатів експериментальних досліджень здійснювали з використанням стандартних методів непараметричної статистики та програмного забезпечення Microsoft Excel 2010, Statistica-8.

2. Результати досліджень

Стандартними показниками радіаційної обстановки на місцевості є ПЕД γ -випромінювання

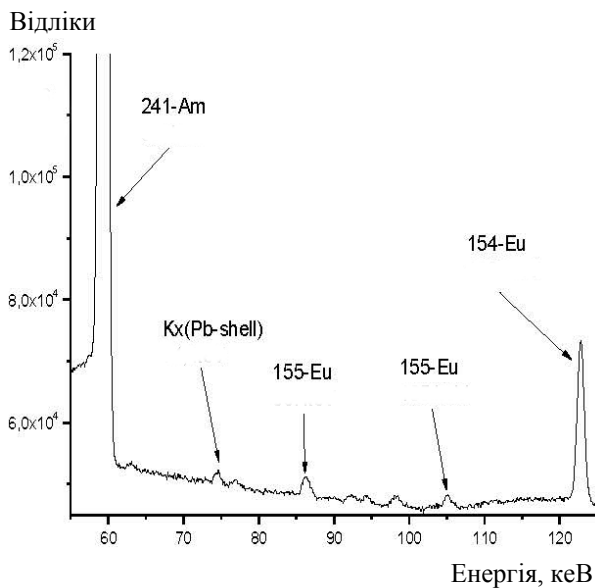
(ПЕД γ) на висоті 1 м над поверхнею землі, щільність потоку β -частинок над поверхнею ґрунту, радіонуклідний склад випадінь, щільність радіонуклідного забруднення території. У результаті дозиметричного обстеження території дослідних полігонів встановлено, що вони характеризуються нерівномірністю радіоактивного забруднення та відрізняються за ПЕД γ , а також щільністю потоку β -частинок на висоті 5 см над поверхнею ґрунту (табл. 2).

Таблиця 2. ПЕД γ та щільність потоку β -частинок на дослідних полігонах

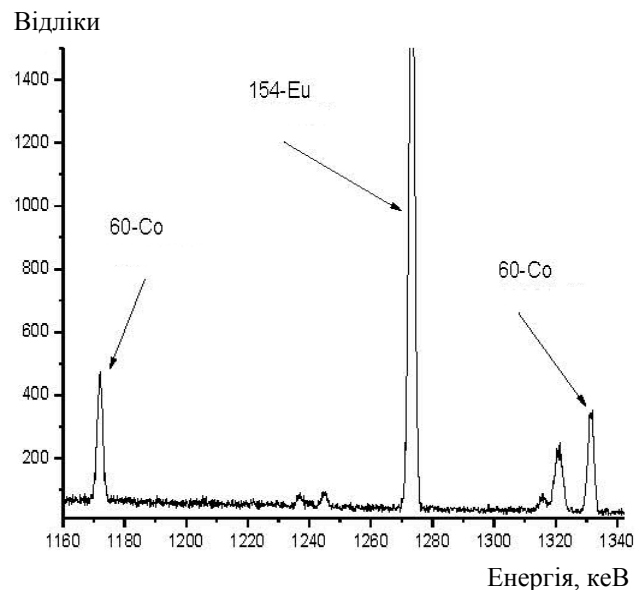
Полігон	ПЕД γ , мР/год			Бета, імп см ⁻² хв ⁻¹		
	Середнє значення	Стандартне відхилення	Діапазон значень	Середнє значення	Стандартне відхилення	Діапазон значень
1	0,37	0,07	0,29 - 0,51	688	232,18	435 - 1200
2	0,22	0,03	0,11 - 0,40	115	43,98	72 - 250
3	0,93	0,44	0,7 - 1,20	254	141,03	102 - 620

З представлених даних видно, що просторовий розподіл ПЕД γ та щільність потоку β -частинок на дослідних полігонах змінюються в широкому діапазоні. За середніми значеннями ПЕД γ полігони складають ряд: 3 > 1 > 2, а за щільністю потоку β -частинок над поверхнею ґрунту – 1 > 3 > 2.

У пробах ґрунту реєстрували присутність таких радіонуклідів: ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am, а також ¹⁵⁵Eu, ¹⁵⁴Eu, ⁶⁰Co та ⁹⁴Nb у невеликих кількостях. В якості прикладу на рис. 2 наводимо фрагмент γ -спектра проби ґрунту з полігону 3.



а



б

Рис. 2. Фрагмент γ -спектра проби ґрунту:

а – низькоенергетична область (40 - 130 кеВ); б – високоенергетична область (1160 - 1340 кеВ).

З рисунка видно, що в низькоенергетичній частині спектра з високою точністю визначається лінія 59,5 кеВ ізотопу ^{241}Am , а також лінії ізотопів ^{154}Eu (123 кеВ) і ^{155}Eu (86 і 105 кеВ). У високоенергетичній частині спектра визначаються лінії ізотопів ^{60}Co (1173,2 і 1332,5 кеВ) і ^{154}Eu (1274 кеВ) не зважаючи на відносно невеликі активності цих радіонуклідів у пробі ґрунту.

Згідно з результатами спектрометричних вимірювань встановлено, що радіоактивність ґрунту в основному зумовлена радіонуклідами ^{137}Cs , ^{90}Sr та ^{241}Am . У табл. 3 наведено співвідношення активності основних радіонуклідів верхнього шару (0 - 2 см).

Таблиця 3. Співвідношення активності радіонуклідів у верхньому шарі ґрунту на дослідних полігонах

Полігон	Співвідношення радіонуклідів		
	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}/^{241}\text{Am}$	$^{90}\text{Sr}/^{241}\text{Am}$
1	3,2	13,1	4,1
2	2,3	16,2	7,0
3	2,7	14,8	5,5

Характерним для всіх дослідних полігонів було переважання активності радіонукліда ($A_{\text{РН}}$) ^{137}Cs у ґрунті порівняно зі значеннями $A_{\text{РН}}$ ^{90}Sr та $A_{\text{РН}}$ ^{241}Am , а $A_{\text{РН}}$ ^{90}Sr була більшою, ніж $A_{\text{РН}}$ ^{241}Am .

Щільність забруднення ґрунту на полігоні 1 радіонуклідами ^{137}Cs була в межах $8,16 \div 10,23$ МБк/м², ^{90}Sr – $5,44 \div 9,35$ МБк/м², ^{241}Am – $0,72 \div 0,91$ МБк/м². На полігоні 2 щільність забруднення ґрунту була значно меншою, а саме: ^{137}Cs – $1,32 \div 2,20$ МБк/м², ^{90}Sr – $0,76 \div 1,25$ МБк/м², ^{241}Am – $0,15 \div 0,21$ МБк. Що ж стосується полігону 3, то за щільністю радіонуклідного забруднення він займає проміжне місце: ^{137}Cs – $3,35 \div 6,51$ МБк/м², ^{90}Sr – $1,33 \div 4,74$ МБк/м², ^{241}Am – $0,22 \div 0,54$ МБк/м². Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs на полігоні 1 була вищою порівняно з полігонами 2 та 3 у 5,6 та 1,9 рази відповідно, а ^{90}Sr у 7,5 та 2,5 рази.

Отже, згідно з результатами спектрометричних вимірювань, щільність поверхневого забруднення ґрунту на дослідних ділянках осушеного ложа водойми є більш низькою порівняно з територіями, прилеглими до ВО, незважаючи на те, що під час аварійного викиду на ЧАЕС у ВО потрапила значна кількість техногенних радіонуклідів [1, 2]. Це, ймовірно, зумовлено тим, що більша частина радіоактивних речовин, що потрапили до ВО, є асоційованою з муловими частками, що в процесі водного переносу та багаторічного переформування донного ґрунтового комплексу ВО акумулювалися на глибинних ділянках водойми [3, 14].

Ґрунти – початкова ланка більшості трофічних ланцюгів екологічного циклу перенесення радіонуклідів із зовнішнього середовища до організму тварин. Радіонукліди активно включаються в обмін речовин між компонентами зовнішнього середовища і організмом тварин внаслідок надходження через органи дихання та травлення [15, 16].

Відповідно до рекомендацій МКРЗ для комплексної оцінки наслідків радіаційних та ядерних аварій доцільно використання референтних організмів у моніторингових дослідженнях динаміки вмісту техногенних радіонуклідів. Дрібні гризуни, зокрема мишоподібні, повністю відповідають критеріям референтних організмів [17].

На основі γ - та β -спектрометричних досліджень визначено вміст основних дозоутворюючих радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в тушках та скелеті тварин. Відомо, що ^{90}Sr та ^{137}Cs є близькими за своїми хімічними властивостями до кальцію та каюю, що виконують важливі біологічні функції в живих організмах, а тому внаслідок потрапляння легко засвоюються організмом, що призводить до їхнього депонування. Цезій, що потрапив до організму, практично стовідсотково всмоктується у шлунково-кишковому тракті, всмоктуваність ^{90}Sr залежно від фізіологічних особливостей та дієти може змінюватися від 50 до 100 % [18].

З даних, представлених у табл. 4, видно, що перебування тварин на полігонах з різним рівнем радіонуклідного забруднення призводить і до відповідних відмінностей в інкорпорації радіонуклідів. У тварин з полігону 1 середньогрупові значення питомої активності радіонуклідів у тілі нориць становили: ^{137}Cs – $4,10 \pm 0,94$ кБк/кг, ^{90}Sr – $63,87 \pm 16,29$ кБк/кг. На полігоні 2 рівні накопичення ^{137}Cs у тварин за середніми даними були майже у 2 рази вищими, ніж у тварин, що мешкали на полігоні 1, але достовірність не встановлена у зв'язку зі значним розкидом даних. Вміст ^{90}Sr у скелеті нориць з осушених ділянок був дуже низьким у порівнянні з тваринами з полігону 1. У нориці рудої з полігону 2 вміст інкорпорованих радіонуклідів був: ^{137}Cs – $7,06 \pm 1,75$ кБк/кг, ^{90}Sr – $1,18 \pm 0,14$ кБк/кг. Також слід відзначити, що діапазони активності радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у тварин з полігону 1 варіювали в більш широкіх межах, на відміну від тварин з осушених ділянок ВО. У тварин, що мешкали на полігоні 1, співвідношення інкорпорованих радіонуклідів $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ було значно менше, ніж 1, а у тварин з полігону 2 мало значно вищі значення ~6.

Результати розрахунку КП ^{90}Sr та ^{137}Cs в ланцюзі «ґрунт - тварина» представлено в табл. 5.

Таблиця 4. Питома активність (кБк/кг) інкорпорованих радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у *Myodes glareolus*

Показник	Полігон 1		Полігон 2	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
М ± SD	4,10 ± 0,94	63,87 ± 16,29	7,06 ± 1,75	1,18 ± 0,14*
Діапазон значень	1,05 - 16,54	17,32 - 295,0	2,70 - 12,10	1,14 - 1,60

П р и м і т к а. М – середнє значення, SD – стандартне відхилення.

* Статистично вірогідна різниця між групами, $p < 0,05$.

Таблиця 5. КП ^{137}Cs та ^{90}Sr у *Myodes glareolus* у ланцюзі «грунт - тварина» на дослідних полігонах з різним рівнем радіонуклідного забруднення

Полігон	КП · 10 ⁻³ (кБк·кг ⁻¹)/(кБк·м ⁻²)	
	^{137}Cs	^{90}Sr
1	0,44 ± 0,11	8,69 ± 2,20
2	4,27 ± 1,06*	1,20 ± 0,14*

* Статистично вірогідна різниця між групами, $p < 0,05$.

З представлених даних видно, що у тварин полігону 1 реєстрували відносно високі значення КП ^{90}Sr , а на полігоні 2 (на осушеній території ВО) у низинах та місцях підвищеної зволоженості, відзначали підвищення біодоступності ^{137}Cs . Величина КП суттєво залежить від рівня та просторового розподілу радіонуклідного забруднення території, екологічних умов, зволоження та типу ґрунту, форм знаходження радіонуклідів, їхньої біологічної доступності, змін активності радіонуклідів у складі раціону тварин, а також від активного переміщення (міграції) тварин [15, 16]. Здатність представників мишоподібних родів *Sylvaemus*, *Myodes* до активного переміщення обумовлює високу лабільність просторової структури популяції, що є наслідком реагування на зміни довкілля та репродуктивною стратегією [19, 20]. Низькі рівні КП ^{90}Sr у тварин з осушених ділянок лока ВО обумовлені, ймовірно, тим, що даний радіонуклід знаходиться в міцнофіксованих фізико-хімічних формах у складі матриці паливних частинок, а також, що основний запас радіонуклідів знаходиться в більш глибинних шарах ґрунту (полігон 3), що й обумовлює його низькі рівні переходу в ланцюзі «грунт - тварина». Однак КП ^{137}Cs у тварин полігону 2 навпаки є більшим порівняно з полігоном 1, тобто, незважаючи на

низький вміст ^{137}Cs у ґрунті, його вміст в організмі значно вищий, що свідчить про його високу біодоступність, можливо, завдяки знаходженню його в природному середовищі переважно у водорозчинних та обмінних формах.

Також слід зазначити, що проведені спектрометричні дослідження виявили суттєві міжвидові відмінності в накопиченні радіонуклідів у особин, що мешкали на одній території. Аналогічні дані ми спостерігали в наших дослідженнях на інших полігонах ЧЗВ [21, 22], а також у публікаціях інших дослідників [23, 24]. У якості прикладу на рис. 3 наведено міжвидові відмінності у вмісті радіонуклідів у тварин, що мешкали на полігоні 2.

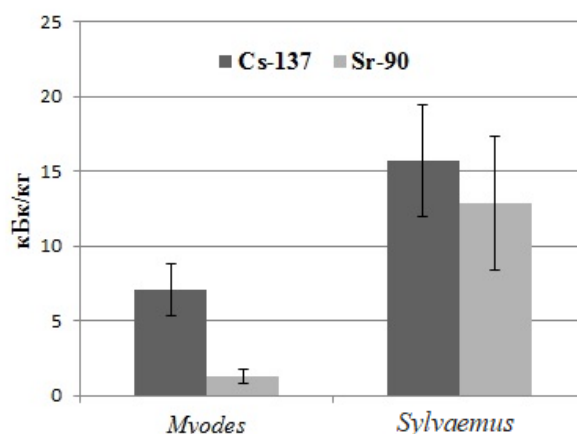


Рис. 3. Питома активність інкорпорованих радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у нориці рудої (*Myodes glareolus*) та у представників роду *Sylvaemus*, що мешкали на осушених ділянках лока ВО (полігон 2).

Ці відмінності можуть бути пов'язані з видовими, фізіологічними та морфологічними особливостями організмів, способом життя, специфікою харчування, поведінкою в природних умовах, особливостями розподілення популяції в біогеоценозі.

Таблиця 6. Питома активність (кБк/кг) ^{137}Cs в тілі та ^{90}Sr в кістковій тканині тварин роду *Sylvaemus*

Показник	Полігон 1		Полігон 2		Полігон 3	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
М ± SD	12,10 ± 2,40	52,41 ± 8,97	15,76 ± 3,74	12,86 ± 4,47*	17,89 ± 3,23	14,72 ± 3,64*
Діапазон значень	4,80 - 23,81	12,80 - 93,21	1,22 - 79,19	1,43 - 88,54	2,82 - 61,47	1,16 - 55,91

П р и м і т к а. М – середнє значення, SD – стандартне відхилення.

* Статистично вірогідна різниця між тваринами з полігону 1 та 2, 3, $p < 0,05$.

Для порівняльного аналізу вмісту інкорпорованих радіонуклідів у тварин, що мешкали на полігонах з різним рівнем радіонуклідного забруднення, вибрано представників роду *Sylvaemus*, оскільки ці тварини мешкали на усіх трьох полігонах, на відміну від нориці рудої. У табл. 6 наведено дані спектрометричних вимірювань тварин роду *Sylvaemus*. На обох полігонах ВО відзначали незначно більший вміст ^{137}Cs в тушках тварин порівняно з полігоном 1, збільшення статистично недостовірне. Проте вміст ^{90}Sr в скелеті тварин з полігонів 2 та 3 був практично однаково меншим (у 4,1 та 3,6 відповідно), порівняно з представниками *Sylvaemus* з полігону 1.

Таким чином, уперше отримано експериментальні дані, що характеризують радіоекологічну ситуацію новоутворених наземних екосистем на осушених територіях ВО ЧАЕС та забезпечують базис для подальшого моніторингу та оцінки радіобіологічних наслідків для біоти, пов'язаних з трансформацією водної екосистеми в наземну. У ході досліджень було обрано три полігони, проведено їхню радіоекологічну характеристикацію, що включає особливості просторового розподілу потужності експозиційної дози, щільність радіонуклідного забруднення, а також параметри накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr . Установлено, що дослідні полігони характеризуються нерівномірністю радіоактивного забруднення та відрізняються за ПЕДу,

а також щільністю потоку β -частинок над поверхнею ґрунту. Показано, що полігони осушеного ложа ВО мають більш низькі рівні радіонуклідного забруднення. Виявлено високу індивідуальну та міжвидову варіабельність вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в організмі навіть у межах одного дослідного полігону. Найвищий вміст інкорпорованих радіонуклідів реєстрували на полігоні 1 (колишня берегова лінія ВО), статистично вірогідних відмінностей у рівнях накопичення на полігонах 2 та 3 (осушені ділянки ВО) не реєстрували. Загалом, на даний час показники радіоактивного забруднення біоти на осушених ділянках ВО знаходяться в межах варіації тих значень, що притаманні для більшості ділянок ЧЗВ. Проте слід зазначити, що з часом радіоактивні речовини, що знаходяться на території осушених ділянок, за впливу природно-кліматичних та погодних умов будуть залучатися до біологічного колообігу, це може збільшити рівні накопичення радіонуклідів в організмі тварин, що в свою чергу, призведе до зростання дозових навантажень у біоти. Такі зміни можуть призвести до погіршення радіоекологічної ситуації та біологічних наслідків. Для прогнозу розвитку радіаційної ситуації на осушених ділянках ВО необхідні тривалі спостереження, продовження комплексних моніторингових радіоекологічних досліджень, у тому числі й на даних полігонах.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Техніко-економічне обґрунтування (ТЕО) зняття з експлуатації водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС. Держреєстрація № 0112U005382. Інститут проблем безпеки АЕС НАН України.
2. D. Weiss et al. Collection and Analysis of Information and Data related to the contamination of the Contamination of the Chernobyl Cooling Pond. Final report. CEC-Contract No. B7-5350/99/6241/MAR/C2 (GRS, 2000) 103 p.
3. Д.В. Лукашев. Радиологические последствия пуска водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. *Ядерна фізика та енергетика* 2(8) (2002) 129.
4. Environmental impact assessment of the drawdown of the Chernobyl NPP cooling pond as a basis for its decommissioning and remediation. IAEA-TECDOC-1886 (Vienna, IAEA, 2019) 186 p.
5. А.А. Протасов и др. *Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины* (К.: Наук. думка, 1991) 192 с.
6. A. Bulgakov et al. Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009) 329.
7. В.П. Процак, О.О. Одинцов. Оцінка форм знаходження чорнобильських радіонуклідів у донних відкладеннях водойми-охолоджувача ЧАЕС. *Ядерна фізика та енергетика* 15(3) (2014) 259.
8. DOE/EIS-0268: Shutdown of the river water system at the Savannah River Site. Record of decision. US Department of Energy, Savannah River Office. [Aiken. Federal Register 63\(18\) \(1998\) 4236.](#)
9. T.G. Hinton et al. Temporal changes and factors influencing ^{137}Cs concentration in vegetation colonizing an exposed lake bed over a three-year period. *Journal of Environmental Radioactivity* 44 (1999) 1.
10. Yu.A. Izrael et al. Radioactive contamination of Urals region by Mayak Production Association. In: *Radioactivity Under Nuclear Explosions and Accidents*. Proc. of the Int. Conf. Moscow, 2000 (St. Petersburg, Gidrometeoizdat, 2000) p. 411.
11. *Методика відбору ґрунтових і рослинних проб для визначення в них вмісту радіоактивних речовин* (К.: МінАПК, УкрНДІСТР, 1987) 48 с.
12. Н.А. Бобринский, Б.А. Кузнецов, А.П. Кузякин. *Определитель млекопитающих СССР* (Москва: Просвещение, 1965) 381 с.
13. М.О. Желтоножська та ін. Спосіб одночасного оперативного вимірювання ^{90}Sr та ^{137}Cs в біоб'єктах малого розміру без використання радіохімії. Патент № UA 106904. Опубліковано 10.05.2016, бюл. № 9.
14. А.І. Липська та ін. Дослідження випадін у ставку-охолоджувачі ЧАЕС. В кн.: [XXVII щорічна наукова конференція Інституту ядерних](#)

- досліджень НАН України: До 50-річчя ІЯД НАН України. Анотації до доповідей. Київ, 21 - 25 вересня 2020 р. (К., 2020) с. 312.
15. В.А. Гайченко, Г.М. Коваль, В.М. Титар. Особливості надходження і біогенного перерозподілу радіонуклідів, їх міграція по трофічним ланцюгам та формування дозових навантажень диких тварин. В кн: *Чорнобиль. Зона відчуження*. Під ред. В.Г. Бар'яхтара (К.: Наук. думка, 2001) с. 299.
 16. А.И. Ильенко, Т.П. Крапивко. *Экология животных в радиационном биогеоценозе* (Москва: Наука, 1989) 224 с.
 17. [Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. Annals of the ICRP 38 \(4-6\) \(2008\) 247 p.](#)
 18. В.С. Калистратова и др. *Радиобиология инкорпорированных радионуклидов*. Под ред. В.С. Калистратовой (Москва: Изд-во Федерального медицинского биофизического центра им. А.И. Бурназяна, 2012) 464 с.
 19. M. Kozakiewicz, A. Choluj, A. Kozakiewicz. Long-distance movements of individuals in a free-living bank vole population: an important element of male breeding strategy. *Acta Theriologica* 52 (2007) 339.
 20. М.В. Любашевский, В.И. Стариченко. Адаптивная стратегия популяций грызунов при радиоактивном и химическом загрязнении среды. *Радиационная биология. Радиэкология* 50 (2010) 405.
 21. А.И. Липская и др. Содержание техногенных радионуклидов в организме мелких грызунов Чернобыльской зоны отчуждения в отдаленный послеаварийный период. *Ядерная физика та енергетика* 12(2) (2011) 180.
 22. Н.М. Рябченко, О.О. Бурдо, А.И. Липська. Цитогенетичні дослідження *Myodes glareolus* з природних популяцій чорнобильської зони відчуження у віддаленій післяаварійній. *Ядерна фізика та енергетика* 23(1) (2022) 39.
 23. Ю.А. Маклюк и др. Многолетняя динамика радиоактивного загрязнения (^{90}Sr , ^{137}Cs) мелких млекопитающих в Чернобыльской зоне. *Экология* 3 (2007) 198.
 24. R.K. Chesser et al. Accumulation of $^{137}\text{Cesium}$ and $^{90}\text{Strontium}$ from abiotic and biotic sources in rodents at Chornobyl, Ukraine. *Environmental Toxicology Chemistry* 20(9) (2001) 1927.

A. I. Lypska^{1,*}, V. I. Nikolaev¹, V. A. Shytiuk¹,
O. O. Burdo¹, D. O. Vyshnevskiy²

¹ Institute for Nuclear Research, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

² Chornobyl Radiation Ecological Biosphere Reserve, Ivankiv, Kyiv region, Ukraine

*Corresponding author: alla.lypska@gmail.com

RADIOECOLOGICAL STUDIES ON THE DRAINED BED AREAS OF THE CHORNOBYL NUCLEAR POWER PLANT COOLING POND

The results of radioecological monitoring of the research sites located on the drained areas and the coastal of the ChNPP cooling pond are presented. The features of the spatial distribution of the exposure dose rate, the density of soil radionuclide contamination by the emergency radionuclides were determined. The content of incorporated radionuclides in representatives of the genera *Myodes* and *Sylviaemus* were studied, the individual and interspecies variability of ^{137}Cs and ^{90}Sr levels in animals within the limits of one research site was determined. Currently, the indicators of radioactive contamination of biota in the drained areas of the cooling pond are within the variation of those values that are characteristic of most areas of the Chornobyl exclusion zone.

Keywords: cooling pond of the Chornobyl NPP, radionuclide contamination, soil, mouse-like rodents, incorporated radionuclides.

REFERENCES

1. Technical and economic justification (TEJ) of decommissioning the cooling reservoir of the Chornobyl NPP. State registration No. 0112U005382. Institute of NPP Safety Problems of the National Academy of Sciences of Ukraine. (Ukr)
2. [D. Weiss et al. Collection and Analysis of Information and Data related to the contamination of the Contamination of the Chernobyl Cooling Pond. Final report. CEC-Contract No. B7-5350/99/6241/MAR/C2 \(GRS, 2000\) 103 p.](#)
3. D.V. Lukashov. Radioecological consequence of Chernobyl Nuclear Power Plant water cooler pond discharge. *Yaderna Fyzyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 2(8) (2002) 129. (Rus)
4. [Environmental impact assessment of the drawdown of the Chernobyl NPP cooling pond as a basis for its decommissioning and remediation. IAEA-TECDOC-1886 \(Vienna, IAEA, 2019\) 186 p.](#)
5. A.A. Protasov et al. Hydrobiology of reservoirs-coolers of thermal and Nuclear Power Plants of Ukraine (Kyiv: Naukova Dumka, 1991) 192 p. (Rus)
6. A. Bulgakov et al. Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009) 329.
7. V.P. Protsak, O.O. Odintsov. Assessment of forms finding of Chernobyl radionuclides in bottom sediments of cooling pond of the ChNPP. *Yaderna Fyzyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 15(3) (2014) 259. (Ukr)
8. DOE/EIS-0268: Shutdown of the river water system at the Savannah River Site. Record of decision. US

- Department of Energy, Savannah River Office. [Aiken. Federal Register 63\(18\) \(1998\) 4236.](#)
9. T.G. Hinton et al. Temporal changes and factors influencing ^{137}Cs concentration in vegetation colonizing an exposed lake bed over a three-year period. [Journal of Environmental Radioactivity 44 \(1999\) 1.](#)
 10. Yu.A. Izrael et al. Radioactive contamination of Urals region by Mayak Production Association. In: Radioactivity Under Nuclear Explosions and Accidents. Proc. of the Int. Conf. Moscow, 2000 (St. Petersburg, Gidrometeoizdat, 2000) p. 411.
 11. *Methods of selection of soil and plant samples to determine the content of radioactive substances in them* (Kyiv: Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, Ukrainian Research Institute of Agricultural Radiology, 1987) 48 p. (Ukr)
 12. N.A. Bobrinsky, B.A. Kuznetsov, A.P. Kuzyakin. *Determinant to Mammals of the USSR* (Moskva: Prosveshchenie, 1965) 381 p. (Rus)
 13. M.O. Zheltonozhskaya et al. A method for simultaneous operational measurement of ^{90}Sr and ^{137}Cs in bioobjects of small size without the use of radiochemistry. Patent No. UA 106904. Published on May 10, 2016, bul. No. 9. (Ukr)
 14. A.I. Lypska et al. Study of spills in the cooling pond of the Chornobyl Nuclear Power Plant. In: [XXVII Annual Scientific Conference of the Institute of Nuclear Research of the National Academy of Sciences of Ukraine: To the 50th anniversary of the Institute of Nuclear Research of the National Academy of Sciences of Ukraine. Abstracts for Reports. Kyiv, September 21 - 25, 2020 \(Kyiv, 2020\) p. 312.](#) (Ukr)
 15. V.A. Gaychenko, H.M. Koval, V.M. Tytar. Peculiarities of intake and biogenic redistribution of radionuclides, their migration along trophic chains and the formation of dose loads of wild animals. In: *Chornobyl. Exclusion Zone*. V.G. Baryakhtar (Ed.) (Kyiv: Naukova Dumka, 2001) p. 299. (Ukr)
 16. A.I. Ilyenko, T.P. Krapivko. *Ecology of Animals in Radiation Biogeocenosis* (Moskva: Nauka, 1989) 224 p. (Rus)
 17. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. [Annals of the ICRP 38 \(4-6\) \(2008\) 247 p.](#)
 18. V.S. Kalistratova et al. *Radiobiology of Incorporated Radionuclides*. V.S. Kalistratova (Ed.) (Moskva: Publishing House of the Federal Medical Biophysical Center named after A.I. Burnazyan, 2012) 464 p. (Rus)
 19. M. Kozakiewicz, A. Choluj, A. Kozakiewicz. Long-distance movements of individuals in a free-living bank vole population: an important element of male breeding strategy. [Acta Theriologica 52 \(2007\) 339.](#)
 20. M.V. Lyubashevsky, V.I. Starichenko. Adaptive strategy of rodent populations under radioactive and chemical contamination of the environment. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya* 50 (2010) 405. (Rus)
 21. A.I. Lypska et al. Content of the technogenic radionuclides accumulation in small mammals from the exclusion zone of Chornobyl in remote period after the accident. [Yaderna Fizyka ta Energetyka \(Nucl. Phys. At. Energy\) 12\(2\) \(2011\) 180.](#) (Rus)
 22. N.M. Riabchenko, O.O. Burdo, A.I. Lypska. Cytogenetic studies of *Myodes glareolus* from the natural populations of the Chornobyl Exclusion Zone in the remote post-accident period. [Yaderna Fizyka ta Energetyka \(Nucl. Phys. At. Energy\) 23\(1\) \(2022\) 39.](#) (Ukr)
 23. Yu.A. Maklyuk et al. Long-term dynamics of radioactive contamination (^{90}Sr , ^{137}Cs) of small mammals in the Chornobyl zone. *Ekologiya* 3 (2007) 198. (Rus)
 24. R.K. Chesser et al. Accumulation of $^{137}\text{Cesium}$ and $^{90}\text{Strontium}$ from abiotic and biotic sources in rodents at Chornobyl, Ukraine. [Environmental Toxicology Chemistry 20\(9\) \(2001\) 1927.](#)

Надійшла/Received 29.08.2022