

УДК 577.34:581.526.3

О.М. ВОЛКОВА, д. б. н., ст. наук. співроб., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, Україна
ORCID 0000-0002-5868-4842

В.В. БЕЛЯЄВ, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, Україна
e-mail: belyaevvv@rambler.ru
ORCID 0000-0003-4465-7816

В.В. СКИБА, к. с.-г. н., доц.,
Білоцерківський національний аграрний університет,
пл. Соборна 8/1, м. Біла Церква, Київська обл., 09100, Україна
ORCID 0000-0002-3605-1147

С.П. ПРИШЛЯК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, Україна
ORCID 0000-0002-3838-3073

ПАРАМЕТРИ МІГРАЦІЇ ^{137}Cs У ДОННІ ВІДКЛАДИ РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ ВНАСЛІДОК ВІДМИРАННЯ *PHRAGMITES AUSTRALIS* ТА *ТУРНА ANGUSTIFOLIA*

Визначено роль гелофітів у міграції ^{137}Cs по компонентах різнотипних водних екосистем. У підземних органах очерету звичайного зосереджено 74—87 % від загальних запасів ^{137}Cs у фітомасі, рогозу вузьколистого — 61—86 %. Внаслідок відмирання надземних органів гелофітів 5—11 % ^{137}Cs від його загальної кількості у фітомасі може надійти до водних мас внаслідок вивільнення обмінних форм радіонукліда, у детриті залишиться 8—31 %. Щорічно внаслідок відмирання надземних та підземних органів гелофітів до донних відкладів надходить від 53 до 85 % від накопиченого у фітомасі ^{137}Cs , у зимуючих кореневищах залишається 9—19 %. Активність накопиченого у гелофітах ^{137}Cs не перевищує 6 % від його вмісту у донних відкладах на площі заростей рослин. Після відмирання гелофітів вторинне забруднення водних мас ^{137}Cs може скласти до 0,4 % від його активності у донних відкладах на площі заростей, до детриту може надійти до 1,1 %, у товщу донних відкладів — до 4,2 %.

Ключові слова: водойми, радіонуклідне забруднення, гелофіти, ^{137}Cs , донні відклади, міграція.

Ц и т у в а н н я: Волкова О.М., Беляєв В.В., Скиба В.В., Пришляк С.П. Параметри міграції ^{137}Cs у донні відклади різнотипних водойм внаслідок відмирання *Phragmites australis* та *Typha angustifolia*. Гідробіол. журн. 2023. Т. 59. № 1. С. 103—114.

Численними дослідженнями, зокрема і тими, що були виконані після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС), доведено здатність вищих водних рослин, зокрема гелофітів, у значних кількостях накопичувати радіоактивні елементи [2, 3, 5—7, 12—16, 19, 20, 22]. Як правило, саме ця група рослин домінує за біомасою у прісноводних водоймах, характеризується високим продукційним потенціалом і, безумовно, відіграє певну роль у процесах міграції та перерозподілу радіоактивних речовин в екосистемах. Виконані упродовж останнього десятиріччя дослідження показали, що питома активність ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах гелофітів вірогідно не відрізнялася, а у ґрунтових коренях — була у середньому у 12 разів вищою [25]. На основі даних про питому активність ^{137}Cs в органах гелофітів і щільності забруднення донних відкладів на мілководних ділянках двох водойм — Київського водосховища та оліготрофного озера — показано, що життєдіяльність рослин сприяє перерозподілу валового вмісту та обмінних і необмінних форм радіонукліда у товщі донних відкладів. При цьому щорічно 63—82 % ^{137}Cs від його загальної кількості у фітомасі депонується у донних відкладах внаслідок відмирання ґрунтових коренів та кореневищ [25].

Оскільки на теперішній час доведено, що рівні накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами залежать не тільки від ступеню радіоактивного забруднення екосистеми, але й від гідрологічних та гідрохімічних особливостей водойм, метою роботи було встановлення ролі домінуючих за біомасою у водоймах Полісся та Лісостепу України гелофітів у процесах міграції та перерозподілу ^{137}Cs по компонентах різнотипних водних екосистем, які розташовані на територіях з різною щільністю радіонуклідного забруднення.

Матеріал і методика досліджень

Розрахунки виконували на основі результатів визначення питомої активності ^{137}Cs у надземних органах, кореневищах і ґрунтових коренях представників екологічної групи гелофітів — очерету звичайного *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. та рогозу вузьколистого *Typha angustifolia* L. В екосистемі оз. Лісового рогу вузьколистий не зустрічається, тому у роботі наведено результати досліджень рогу широколистого *T. latifolia* L. Також визначали питому активність ^{137}Cs у донних відкладах на ділянках монодомінантних заростей рослин. Дослідження виконували упродовж 2020—2021 рр. у різнотипних водоймах, розташованих у зонах Полісся та Лісостепу України — Київському (район с. Страхолісся) та Канівському (м. Ржищів) водосховищах, Повчанському водосховищі (руслівий ставок на р. Жерів, Коростенський р-н Житомирської обл.), озерах Глибоке (зона відчуження ЧАЕС), Біле (с. Біле, Вараський р-н Рівненської обл., Лісове (с. Нова Марковка, Вишгородський р-н Київської обл.), рибоводних ставках (с. Кирдани, Білоцерківський р-н Київської обл., вісім ставків), ставках комплексного призначення (с. Шкнева, Вишгородський р-н Київської обл., п'ять ставків). Проби рослин для визначення радіонуклідів відбирали у період формування максимальної над-

земної фітомаси, який припадає на останню декаду липня — серпень [8, 9]. Керни донних відкладів відбирали на ділянках монодомінантних заростей досліджуваних видів рослин.

Прибережні території зазначених водойм значно відрізняються за щільністю радіонуклідного забруднення — від 20 до 40 000 кБк ^{137}Cs на м^2 (табл. 1).

Питому активність ^{137}Cs у донних відкладах (Бк/кг сухої маси) та рослинах (Бк/кг повітряно-сухої маси) визначали загальноприйнятим γ -спектрометричним методом [10] на базі Інституту гідробіології НАН України з використанням гамма-спектрометра (детектор GC4018, аналізатор LYNX), Білоцерківського національного аграрного університету — на УСК «Гамма Плюс». Щільність забруднення донних відкладів ^{137}Cs (кБк/ м^2) у заростях рослин розраховували за питомою активністю радіонукліда у шарах донних відкладів з урахуванням їхніх водно-фізичних властивостей.

Результати досліджень та їх обговорення

Цілком закономірно, що градієнт щільності забруднення площі водозбору досліджених водойм обумовив значні відмінності рівнів накопичення ^{137}Cs в органах і тканинах рослин (табл. 2, 3).

Найвищі рівні ^{137}Cs відзначені у рослинах з озер Глибокого (зона відчуження) та Лісового (зона обов'язкового відселення), які розташовані на території Полісся і характеризуються найвищою щільністю радіонуклідного забруднення прибережних територій, найменші — у зразках з

Таблиця 1

Характеристика досліджених водойм

Типи водойм	Водойми	Трофічний статус	Щільність радіонуклідного забруднення прибережних територій, кБк/ м^2 , (за [1, 17])
Полісся			
1	Київське водосховище	Евтрофна	185
2	Повчанське водосховище	Евтрофна	1480
3	Глибоке	Евтрофна	40000
3	Лісове	Дистрофна	1480
3	Біле	Оліготрофна	185
4	Ставки, с. Шкнева	Евтрофна	20—40
Лісостеп			
1	Канівське водосховище	Евтрофна	40
5	Ставки, с. Кирдани	Евтрофна	20—185

Примітка. 1 — велике водосховище; 2 — мале водосховище; 3 — озеро; 4 — ставки комплексного призначення; 5 — рибоводні ставки.

деяких риборозплідних ставків на території Лісостепу. Дослідження особливостей формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів рослин підтвердили отримані раніше висновки про переважне накопичення ^{137}Cs у ґрунтових коренях гелофітів, яке найбільшою мірою було виражено для рослин з великих рівнинних водосховищ — Київського та Канівського. У кореневищах питома активність ^{137}Cs у більшості випадків вірогідно не відрізнялась від рівнів його накопичення надземними органами.

Таблиця 2

Питома активність ^{137}Cs у надземних і підземних органах очерету звичайного, Бк/кг

Водойми	Органи		
	надземні	кореневища	корені
Київське водосховище	34±5	38±6	385±58
Канівське водосховище	30±5	29±4	368±70
Повчанське водосховище	75±21	35±20	394±99
Оз. Глибоке	6651±950	5580±890	26 641±4700
Оз. Біле	122±31	115±21	457±101
Оз. Лісове	2578±387	2875±431	28 566±4285
Ставки, с. Шкнева*	6—70	7—75	48—560
Ставки, с. Кирдани*	1—23	1—23	5—183

П р и м і т к а. * Тут і в табл. 3 — діапазони питомої активності ^{137}Cs у рослинах досліджених ставків.

Таблиця 3

Питома активність ^{137}Cs у надземних і підземних органах рогозу вузьколистого, Бк/кг

Водойми	Органи		
	надземні	кореневища	корені
Київське водосховище	4±1	7±2	80±24
Канівське водосховище	5±2	9±3	94±28
Повчанське водосховище	102±23	75±18	443±104
Оз. Глибоке	2891±650	3020±590	7327±1700
Оз. Біле	32±10	36±12	91±26
Оз. Лісове**	1577±572	1400±469	7405±2650
Ставки, с. Шкнева*	6—60	6—60	32—480
Ставки, с. Кирдани*	0,3—14	0,3—14	3—110

П р и м і т к а. ** Тут і в табл. 4, 6 — рогіз широколистий.

На основі продукційних показників рослин та результатів визначення питомої активності ^{137}Cs в їхніх органах і тканинах розраховано запаси ^{137}Cs у фітомасі на одиницю площі монозаростей. Встановлено, що у надземних органах очерету звичайного зосереджено 13—26 %, кореневищах — 16—59, ґрунтових коренях — 19—70 % від загальних запасів ^{137}Cs у фітомасі, рогозу вузьколистого — відповідно 14—39, 18—42 та 24—57 % (табл. 4). Таким чином можна відзначити, що в усіх досліджених водоймах на ділянках заростей рослин основні запаси ^{137}Cs зосереджені у підземних органах. Загальна активність ^{137}Cs у підземних органах очерету звичайного у 4—8 разів більша, ніж у надземних, рогозу вузьколистого — у 2,5—7 разів.

Основний шлях міграції радіонуклідів у водних екосистемах за участі водних рослин — накопичення радіонуклідів у фітомасі з подальшим переходом до інших компонентів при відмиранні організмів. У досліджених видів рослин надземні органи відмирають наприкінці вегетаційного сезону, ґрунтові корені оновлюються щорічно. У рогозу вузьколистого кореневища оновлюються впродовж двох, очерету звичайного — трьох років, сезонні коливання фітомаси кореневищ — 10—25 % [8]. За [23, 24], в екосистемах ставків спостерігалась значна варіабельність наростання фітомаси кореневищ цих видів (до 3 разів), річна продукція — 30—60 %. Тому вважали, що впродовж року відмирає 1/2 біомаси кореневищ рогозу вузьколистого та 1/3 — очерету звичайного.

При розрахунках брали до уваги, що радіонукліди накопичуються у рослинних організмах в обмінних та необмінних формах [18]. З надземних органів обмінні форми радіонуклідів можуть надходити до водних мас, необмінні — до детриту, а при відмиранні підземних органів накопичений у них ^{137}Cs депонується у донних відкладах. Оскільки до детриту радіонуклід надходить з надземних органів, а до глибших шарів донних відкладів — з підземних, і враховуючи те, що внаслідок хвильових явищ

Таблиця 4

Вміст ^{137}Cs в надземних органах ($A_{\text{над}}$), кореневищах ($A_{\text{к-ща}}$) та коренях ($A_{\text{к-ні}}$) рослин, частка від загального вмісту у фітомасі (%)

Водойми	Очерет звичайний			Рогіз вузьколистий		
	$A_{\text{над}}$	$A_{\text{к-ща}}$	$A_{\text{к-ні}}$	$A_{\text{над}}$	$A_{\text{к-ща}}$	$A_{\text{к-ні}}$
Київське водосховище	13	20	67	25	18	57
Канівське водосховище	13	17	70	26	19	55
Повчанське водосховище	26	16	59	39	23	38
Оз. Глибоке	26	29	45	42	34	24
Оз. Біле	22	59	19	14	38	48
Оз. Лісове**	14	20	66	35	24	41
Стави, с. Шкнева	17	23	60	31	36	33
Стави, с. Кирдани	17	23	60	28	22	50

детрит, як правило, переміщується з мілководних до глибоководних ділянок водойм, кількісні показники міграції ^{137}Cs у детрит визначали окремо. Крім того, слід враховувати, що накопичений у зимуючих кореневищах ^{137}Cs навесні може надійти до вегетуючих надземних органів.

Упродовж вегетаційного сезону біогенні елементи, а разом з ними й радіонукліди, перерозподіляються між надземними та запасуючими підземними органами рослин. Формально цей процес можна вважати врахованим, якщо використовувати зареєстровану наприкінці сезону вегетації величину питомої активності ^{137}Cs в органах рослин. Таким чином, на основі кількісних показників вмісту радіонукліда у надземних і підземних органах рослин можна встановити параметри міграції ^{137}Cs , пов'язані з їхнім відмиранням.

Відповідно даних [18], у листі та стеблах очерету звичайного близько 38 % ^{137}Cs перебуває у потенційно обмінних формах, рогозу вузьколистого — приблизно 25 %. Розрахунки показали, що у досліджених водоймах після відмирання надземних органів очерету звичайного лише 5,1—9,9 % ^{137}Cs від його загальної кількості у фітомасі на одиницю площі можуть надійти до водних мас внаслідок вивільнення обмінних форм радіонукліда, а 8,2—16,1 % перейде до детриту, після відмирання рогозу вузьколистого — відповідно 6,4—10,5 та 10,7—31,4 % (табл. 5, 6).

Отже, внаслідок відмирання надземних органів очерету звичайного до детриту надходить менша, порівняно з рогозом вузьколистим, частина ^{137}Cs , що обумовлено більшою часткою необмінних форм радіонукліда у його надземних органах.

Відмирання ґрунтових коренів та частини кореневищ очерету звичайного обумовлює щорічне захоронення у донних відкладах більшості досліджених водойм значної кількості накопиченого у фітомасі радіо-

Таблиця 5

Параметри міграції ^{137}Cs , обумовлені відмиранням очерету звичайного, частка від активності радіонукліда у фітомасі (%)

Водойми	Надземні органи		Підземні органи	
	$A_{\text{вода}}$	$A_{\text{детрит}}$	$A_{\text{дно}}$	$A_{\text{к-ща}}$
Київське водосховище	5,1	8,4	73,3	13,2
Канівське водосховище	5,0	8,2	75,8	11,0
Повчанське водосховище	9,8	15,9	63,9	10,4
Оз. Глибоке	9,9	16,1	55,0	19,0
Оз. Біле	8,5	13,8	38,7	39,0
Оз. Лісове	5,2	8,5	73,0	13,3
Стави, с. Шкнева	6,4	10,5	65,8	16,4
Ставки, с. Кирдани	6,6	10,7	67,8	14,9

Примітка. Тут і у табл. 6, 8: $A_{\text{вода}}$ — перехід до водних мас; $A_{\text{детрит}}$ — перехід у детрит; $A_{\text{дно}}$ — захоронення у донних відкладах; $A_{\text{к-ща}}$ — залишок у зимуючих кореневищах.

нукліда — від 55 до 76 %, 10,4—19,0 % залишається у зимуючих кореневищах. В оліготрофному оз. Білому 38,7 % накопиченого у рослинах ^{137}Cs депонується у донних відкладах, 39,0 % залишається у зимуючих кореневищах, що пов'язано з особливостями формування біомаси підземних органів рослин малопродуктивних водойм. Адже відносна біомаса ґрунтових коренів очерету звичайного в оз. Білому в 3 рази менша, ніж в евтрофних водоймах.

Внаслідок відмирання підземних органів рогозу вузьколистого щорічно до донних відкладів надходить від 40,9 до 67,0 % від накопиченого у фітомасі ^{137}Cs , у зимуючих кореневищах залишається 8,8—18,8 %. Дещо меншу, порівняно з іншими водоймами, кількість радіонукліда, яка депонується у донних відкладах оз. Глибокого внаслідок відмирання підземних органів рогозу вузьколистого, можна пояснити меншим відношенням величин питомої активності ^{137}Cs у коренях та надземних органах рослин цієї водойми.

Таким чином, у більшості досліджених водойм для заростей очерету звичайного та рогозу вузьколистого характерне переважне накопичення ^{137}Cs у підземних органах, внаслідок чого близько половини та більше від його загальної кількості на одиницю площі депонується у донних відкладах. З урахуванням активності ^{137}Cs , що після відмирання надземних органів рослин надходить у детрит, наприкінці вегетаційного сезону у донних відкладах депонується 53—85 % від його загальної кількості у фітомасі.

Гелофіти поглинають розчинені форми радіонуклідів, а після відмирання організмів радіоактивні елементи переходять до оточуючого середовища в інших формах. Далі у донних відкладах трансформація форм радіонуклідів продовжується у відмерлих залишках. Показники валової міграції біотрансформованих форм ^{137}Cs розраховували як відношення кількості радіонукліда, яка надходить до донних відкладів при відми-

Таблиця 6

Параметри міграції ^{137}Cs , обумовлені відмиранням рогозу вузьколистого на полігонних ділянках водойм, частка від активності радіонукліда у фітомасі (%)

Водойми	Надземні органи		Підземні органи	
	$A_{\text{вода}}$	$A_{\text{детрит}}$	$A_{\text{дно}}$	$A_{\text{к-ща}}$
Київське водосховище	6,4	19,2	65,6	8,8
Канівське водосховище	6,6	19,7	64,3	9,4
Повчанське водосховище	9,8	29,4	49,4	11,4
Оз. Глибоке	10,5	31,4	40,9	17,2
Оз. Біле	3,5	10,7	67,0	18,8
Оз. Лісове**	8,6	25,9	53,5	12,0
Стави, с. Шкнева	7,7	23,1	51,2	18,0
Ставки, с. Кирдани	7,0	21,0	61,0	11,0

ранні рослин на одиниці площі, до щільності забруднення донних відкладів:

$$A_p = [iA_{P1} + A_{P2} + A_{P3}/t_3] / A_d \cdot 100, (1)$$

де: A_p — річна кількість ^{137}Cs , яка перерозподіляється на 1 м^2 донних відкладів за рахунок відмирання рослин, %; A_d — щільність забруднення донних відкладів, $\text{Бк}/\text{м}^2$; A_{P1} — активність надземної продукції на одиницю площі, $\text{Бк}/\text{м}^2$; A_{P2} — активність коренів на одиницю площі, $\text{Бк}/\text{м}^2$; A_{P3} — активність кореневищ на одиницю площі, $\text{Бк}/\text{м}^2$; t_3 — час життя кореневищ, рік; i — частка необмінних форм ^{137}Cs у надземних органах.

Щільність радіонуклідного забруднення донних відкладів досліджених водойм на ділянках монодомінантних заростей рослин зареєстрована в діапазоні від 2 до $18\,500 \text{ кБк}/\text{м}^2$ (табл. 7). Найбільші рівні спостерігали у водоймах зон відчуження та обов'язкового відселення (озера Глибоке та Лісове). Значний діапазон щільності забруднення донних відкладів спостерігався у групах близько розташованих ставків у районі населених пунктів Шкнева та Кирдани.

Відомо, що у прісноводних екосистемах більше ніж 95 % активності ^{137}Cs зосереджено у донних відкладах [2, 6, 12—14, 20, 21]. Оскільки питома активність гелофітів корелює із вмістом ^{137}Cs у донних відкладах [13], нормування активності рослин відносно щільності забруднення донних відкладів дозволить отримати інваріантні величини, які характеризують особливості міграції радіонукліда у водоймі.

Виконані розрахунки показали, що внаслідок життєдіяльності гелофітів вторинне забруднення водних мас ^{137}Cs може скласти до 0,4 % його активності у донних відкладах на площі заростей (табл. 8).

За інтенсивністю міграції ^{137}Cs до донних відкладів внаслідок життєдіяльності гелофітів можна виділити дві групи водойм. Перша — Київське, Канівське, Повчанське водосховища, оз. Лісове, стави у районі с. Шкнева, де на одиницю площі заростей за рахунок відмирання очерету звичайного та рогозу вузьколистого до детриту надходить відповідно 0,17—1,0 та 0,06—1,13 % від його вмісту у донних відкладах, заховується у товщі відкладів — відповідно 0,72—4,2 та 0,14—1,82 %. Друга —

Таблиця 7

Щільність забруднення ^{137}Cs донних відкладів (A_d) у монозаростях повітряно-водних рослин, $\text{кБк}/\text{м}^2$

Водойми	A_d	Водойми	A_d
Канівське водосховище	5	Оз. Глибоке	18500
Київське водосховище	11—18	Оз. Лісове	170—570
Повчанське водосховище	20—40	Ставки, с. Шкнева*	2—200
Оз. Біле	50—57	Ставки, с. Кирдани*	2,2—82

Примітка. * Діапазони щільності забруднення ^{137}Cs донних відкладів ставків.

озера Глибоке, Біле, стави в районі с. Кирдани, де інтенсивність міграції ^{137}Cs значно менша: за рахунок відмирання очерету звичайного до детриту надходить 0,03—0,08 % радіонукліда, у нижні шари донних відкладів — 0,09—0,13 %; рогозу вузьколистого — відповідно 0,02—0,03 та 0,02—0,12 % (табл. 8).

Зазначені особливості інтенсивності міграції ^{137}Cs внаслідок життєдіяльності рослин можуть бути зумовлені кількома чинниками. Незначні показники міграції ^{137}Cs в екосистемі оз. Глибокого можна пояснити тим, що у донних відкладах озера більша частина активності радіонуклідів асоційована з «гарячими» частками, і, відповідно, у донних відкладах менша частка обмінних [26], тобто біологічно доступних, форм радіонукліда. В оз. Білому — меншою продуктивністю надземних органів і коренів очерету звичайного та надземних органів рогозу вузьколистого. У ставках біля с. Кирдани — більшою, ніж у інших водоймах, мінералізацією води [4] і, відповідно, меншою біодоступністю радіонуклідів у ґрунтах [11].

Запаси ^{137}Cs у рослинах на одиницю площі не перевищують 6 % від його вмісту у донних відкладах, і зареєструвати зміну у них фізико-хімічних форм радіонукліда, пов'язану із щорічним відмиранням рослин, практично неможливо.

Висновки

У різнотипних водоймах зон Полісся та Лісостепу, незалежно від ступеню радіоактивного забруднення прибережних територій, гелофіти накопичують ^{137}Cs переважно у підземних органах. Встановлено, що у надземних органах очерету звичайного зосереджено 13—26 %, кореневищах

Таблиця 8

Біотрансформація ^{137}Cs за рахунок життєдіяльності рослин, частка від щільності забруднення донних відкладів на ділянках монозаростей (%)

Водойми	Очерет звичайний			Рогіз вузьколистий		
	$A_{\text{вода}}$	$A_{\text{детрит}}$	$A_{\text{дно}}^*$	$A_{\text{вода}}$	$A_{\text{детрит}}$	$A_{\text{дно}}^*$
Київське водосховище	0,13	0,17	2,01	0,01	0,06	0,14
Канівське водосховище	0,25	0,65	3,96	0,04	0,15	0,37
Повчанське водосховище	0,10	0,17	0,72	0,13	0,52	0,65
Оз. Глибоке	0,02	0,04	0,09	0,006	0,02	0,02
Оз. Біле	0,03	0,08	0,18	0,006	0,02	0,12
Оз. Лісове**	0,29	0,76	4,20	0,16	0,64	1,00
Стави, с. Шкнева	0,4	1,00	4,10	0,28	1,12	1,82
Стави, с. Кирдани	0,01	0,03	0,13	0,007	0,03	0,06

П р и м і т к а: * Без частки радіонукліда, яка надійшла у детрит; ** рогіз широколистий; $A_{\text{вода}}$ — перехід до водних мас; $A_{\text{детрит}}$ — перехід у детрит; $A_{\text{дно}}$ — депонування у донних відкладах; $A_{\text{к-ща}}$ — залишок у зимуючих кореневищах.

— 16—59, ґрунтових коренях — 19—70 % від загальних запасів ^{137}Cs у фітомасі, рогозу вузьколистого — відповідно 14—39, 18—42 та 24—57 %. Загальна активність ^{137}Cs підземних органів очерету звичайного була у 4—8 разів вищою, ніж у надземних, рогозу вузьколистого — у 2,5—7 разів.

У досліджених водоймах після відмирання надземних органів гелофітів 5—11 % ^{137}Cs від його загальної кількості у фітомасі можуть надійти до водних мас внаслідок вивільнення обмінних форм радіонукліда, у детриті залишиться 8—31 %. Щорічно внаслідок відмирання надземних та підземних органів гелофітів до донних відкладів надходить від 53 до 85 % від накопиченого у фітомасі ^{137}Cs , у зимуючих кореневищах залишається 9—19 %.

Запаси ^{137}Cs у гелофітах на одиниці площі заростей не перевищують 6 % від його вмісту у донних відкладах.

Внаслідок життєдіяльності гелофітів вторинне забруднення водних мас ^{137}Cs може скласти до 0,4 % його активності у донних відкладах на площі заростей. За рахунок відмирання гелофітів до детриту може надійти до 1,1 % від вмісту радіонукліда у донних відкладах, і до 4,2 % депонується безпосередньо у товщі відкладів.

На інтенсивність міграції ^{137}Cs до донних відкладів внаслідок життєдіяльності гелофітів можуть впливати особливості формування надземної та підземної фітомаси у водоймах різного трофічного статусу та біологічна доступність радіонукліда в екосистемі.

Список використаної літератури

1. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: Національна доповідь України. Київ : КІМ, 2011. 356 с.
2. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: автореф. дис. ... докт. биол. наук. Київ, 2008. 34 с.
3. Волкова Е.Н., Беляєв В.В., Пришляк С.П. и др. Особенности формирования радионуклидного загрязнения высших водных растений Киевского водохранилища. *Ядерная физика та енергетика*. 2012. Т. 13, № 2. С. 160—165.
4. Горев Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Гідрохімія України: підручник. Київ : Вища шк., 1995. 307 с.
5. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2005. Т. 45, № 3. С. 271—280.
6. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. ^{90}Sr и ^{137}Cs в высших водных растениях зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2001. Т. 41, № 2. С. 232—238.
7. Гудков Д.И., Зуб Л.Н., Деревец В.В. и др. Радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в макрофитах Красненской поймы: видоспецифичность концентрирования и распределение в компонентах фитоценоза. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2002. Т. 42, № 4. С. 427—436.
8. Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. Киев : Наук. думка, 1988. 188 с.
9. Макрофиты-индикаторы изменений природной среды / отв. ред. С. Гейны, К.М. Сытник. Киев : Наук. думка, 1993. 436 с.
10. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.

11. Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец О.Ф., Поярков В.А. Основы сельскохозяйственной радиологии. 2-е изд. переработ. и доп. Киев : Урожай, 1991. 472 с.
12. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / В.Д. Романенко, М.И. Кузьменко, Н.Ю. Евтушенко и др. Киев : Наук. думка, 1992. 194 с.
13. Радіонукліди у водних екосистемах України / М.І. Кузьменко, В.Д. Романенко, В.В. Деревець та ін. Київ : Чорнобильінтерінформ, 2001. 318 с.
14. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск : УФАН СССР, 1963. 78 с.
15. Томілін Ю.А. Радіонукліди в компонентах водних екосистем південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення і контрзаходи : автореф. дис. ... докт. биол. наук. Київ, (Миколаїв: Вид-во Миколаїв. держ. ун-ту ім. Петра Могили), 2007. 40 с.
16. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В. Динамика радиоэкологического состояния пресноводных экосистем, подверженных многолетнему воздействию атомной электростанции в границах наблюдаемой зоны. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2015. Т. 55, № 3. С. 302—313.
17. Atlas. Ukraine. Radioactive contamination / developed by Intelligence Systems GEO, Ltd. on the order of the Ministry of Emergencies of Ukraine. Kyiv, 2011. 52 p.
18. Ganzha Ch., Gudkov D., Ganzha D. et al. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioactivity*. 2014. Vol. 127. P. 176—181.
19. Ganzha Ch.D. Gudkov D.I. Ganzha D.D., Nazarov A.B. Accumulation and distribution of radionuclides in higher aquatic plants during the vegetation period. *Ibid.* 2020. Vol. 222. 106361.
20. Gudkov D.I., Derevets V.V., Zub L.N. et al. ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in the Components of Aquatic Ecosystems of the Krasnenskaya Floodplain of the Pripyat River. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, N 3. P. 75—89.
21. Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al. Radionuclides in components of aquatic ecosystems of the Chernobyl accident restriction zone. *20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future* / E.B. Burlakova, V.I. Naidich (Eds.). New York : Nova Science Publishers, Inc., 2006. P. 265—285.
22. Gudkov D.I., Zub L.N., Savitsky A.L. et al. Macrophytes of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power station: the formation of plant communities and peculiarities of radioactive contamination of the left-bank floodplain of the Pripyat River. *Hydrobiol. J.* 2002. Vol. 38, N 5. P. 116—132.
23. Fiala K. Underground organs of *Phragmites communis*, their growth, biomass and net production. *Folia Geobot. Phytotax.* 1976. N 11. P. 225—259.
24. Fiala K. Underground organs of *Typha angustifolia* and *Typha latifolia*, their growth, propagation and production. Praha : Academia, 1978. Pøír. práce ÈSAV v Brni.
25. Prishlyak S. P., Belyaev V.V., Volkova Ye.N. et al. Regularities of ^{137}Cs accumulation in the above the ground and underground phytomass of helophytes. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 6. P. 68—74.
26. Sansone U., Voytsekhovych O. Modelling and study of mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl. Office for Official Publication of the European Communities, Luxemburg. 1996. 184 p.

Надійшла 19.10.2022

O.M. Volkova, Dr. Sci (Biol.), Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv,04210, Ukraine
ORCID 0000-0002-5868-4842

V.V. Belyaev, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv,04210, Ukraine
e-mail: belyaevvv@rambler.ru
ORCID 0000-0003-4465-7816

V.V. Skyba, PhD (Agricuilt.), Associate Professor,
Bila Tserkva National Agrarian University,
Soborna Square, 8/1, Bila Tserkva, Kyiv region, 09100, Ukraine
e-mail: v.skyba@btsau.edu.ua
ORCID 0000-0002-3605-1147

S.P. Pryshlyak, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv,04210, Ukraine
ORCID 0000-0002-3838-3073

PARAMETERS OF ^{137}Cs MIGRATION IN THE BOTTOM SEDIMENTS OF
DIFFERENT WATER BODIES AS A CONSEQUENCE OF THE DIE-OFF OF
PHRAGMITES AUSTRALIS AND *TYPHA ANGUSTIFOLIA*

The role of helophytes in the migration of ^{137}Cs through the components of different types of freshwater ecosystems was determined. 74—87 % of the total reserves of ^{137}Cs in the phytomass are concentrated in the underground organs of the common reed and 61—86% of narrowleaf cattail. As a result of the die-off of the above-ground organs of helophytes, 5—11 % of ^{137}Cs from its total amount in the phytomass can reach water masses due to the release of exchangeable forms of the radionuclide, 8—31 % will remain in the detritus. Annually, as a result of the die-off of above-ground and underground organs of helophytes, from 53 to 85 % of the ^{137}Cs accumulated in the phytomass reaches the bottom sediments and 9—19 % remains in the wintering rhizomes. The activity concentration of ^{137}Cs accumulated in helophytes does not exceed 6 % of its concentration in bottom sediments in the area of plant thickets. After the die-off of helophytes, the secondary contamination of water masses with ^{137}Cs can be up to 0.4% of its activity in bottom sediments on the area of thickets, up to 1.1% can reach detritus, and up to 4.2% — in the thickness of bottom sediments.

Key-words: water bodies, radioactive contamination, helophytes, ^{137}Cs , bottom sediments, migration.