ЯДЕРНА ФІЗИКА ТА ЕНЕРГЕТИКА / NUCL. PHYS. AT. ENERGY 21 (2020) 338-346 ISSN 1818-331X

РАДІОБІОЛОГІЯ ТА РАДІОЕКОЛОГІЯ
RADIOBIOLOGY AND RADIOECOLOGY

УДК [577.34:581.526.3] (504.45) https://doi.org/10.15407/jnpae2020.04.338

В. В. Беляєв*, О. М. Волкова, Д. І. Гудков, С. П. Пришляк

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

*Відповідальний автор:belyaev-vv@ukr.net

РЕКОНСТРУКЦІЯ ПОГЛИНЕНОЇ ДОЗИ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ПОВІТРЯНО-ВОДНИХ РОСЛИН У ВОДОЙМАХ БЛИЖНЬОЇ ЗОНИ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

На підставі моделювання динаміки вмісту радіонуклідів чорнобильського викиду в компонентах найбільш забруднених водойм зони відчуження ЧАЕС реконструйовано поглинену дозу повітряно-водних рослин. За вегетаційний сезон 1986 р. поглинена доза рослин оз. Глибоке становила 78 Гр, оз. Далеке 39 Гр. Величина потужності поглиненої дози коренів рослин була в 2,4 раза вищою, ніж надземних органів. Згідно з фактичними даними в період 2016 - 2019 рр. в оз. Глибоке середня річна доза зовнішнього і внутрішнього опромінення рослин становила близько 7,5 мГр/рік, а в оз. Далеке 5,6 мГр/рік. На аномально забруднених ділянках берега оз. Глибоке зовнішня доза досягала 0,5 - 1,0 Гр/рік. За період 1986 - 2020 рр. максимальна кумулятивна (біологічна) доза повітряно-водних рослин оз. Глибоке може бути 190 Гр., рослин оз. Далеке 80 - 85 Гр.

Ключові слова: вищі водні рослини, поглинена доза, радіонукліди, моделювання, зона відчуження ЧАЕС.

1. Вступ

Унаслідок прямого і непрямого впливу іонізуючих випромінювань у живих організмів можуть формуватися детерміновані та стохастичні радіобіологічні ефекти, аж до масової загибелі клітин і організму, а рівні ураження живих організмів визначаються величиною поглиненої дози.

На теперішній час величини дози опромінення вищих водних рослин у водоймах ближньої зони аварії на ЧАЕС значно менші за дози, що індукують аналогічні порушення в експериментальних умовах [1 - 7]. Можливо, що невідповідність між ефектами, що спостерігаються у вищих водяних рослин водойм зони відчуження, і сучасними значеннями поглиненої дози обумовлена недостатньою вивченістю впливу малих доз протягом тривалого (понад 30 років) періоду, а також високими дозами опромінення, яким піддалися рослини в перші післяаварійні роки.

У водоймах Полісся повітряно-водні рослини розмножуються переважно вегетативно – столонами та кореневищами. Таким чином, передбачається, що сучасні ценопопуляції повітряно-водних рослин в озерних екосистемах зони відчуження є довгостроково існуючими й умовно генетично однорідними, що, з одного боку, визначає сучасний рівень цитогенетичних пошкоджень, які накопичуються в поколіннях клітин унаслідок хронічного радіаційного впливу, а з іншого – актуалізує необхідність обліку дозових навантажень на рослини, що формуються впродовж усього післяаварійного періоду.

Тому основною метою даної роботи було реконструювання динаміки поглиненої дози повітряно-водних рослин у водоймах ближньої зони аварії на ЧАЕС.

2. Відновлення спектра радіоактивного забруднення полігонних водойм

На території зони відчуження розташовані десятки водних об’єктів. В якості полігонних були обрані найбільш забруднені в результаті чорнобильського викиду – озера Глибоке і Далеке, розташовані в межах одамбованої ділянки лівобережної заплави р. Прип’ять на відстані 6 та 4 км від ЧАЕС відповідно. При вирішенні поставлених завдань ґрунтувалися на збігу спектрів забруднення ґрунту в ближній зоні аварії на ЧАЕС та ядерного палива 4-го блока [8]. Тому прийнято, що спектр випадань радіонуклідів на дзеркало полігонних водойм відповідав спектру палива на момент аварії. Ми обмежилися оцінкою дози від випромінювання радіонуклідів з періодом напіврозпаду, більшим за 2 доби, оскільки в ближній зоні максимальні рівні потужності експозиційної дози та об’ємної активності повітря спостерігалися через 1 - 3 доби після аварії [8 - 10]. Щільність випадань радіонуклідів на дзеркало полігонних водних об’єктів (табл. 1) реконструювали на основі даних про вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs в донних відкладах озер Глибоке і Далеке [9]. Вибір саме цих даних обумовлений хорошим узгодженням з величинами щільності забруднення прилеглих до водойм ділянок місцевості [11] і співвідношенням радіонуклідів, відповідним їхньому співвідношенню в ядерному паливі.

© В. В. Беляєв, О. М. Волкова, Д. І. Гудков, С. П. Пришляк, 2020

Таблиця 1. **Щільність випадань радіонуклідів на дзеркало озер Глибоке і Далеке, прийнята на 26 квітня 1986 р., кБк/м^2**

Радіонуклід	Оз. Далеке	Оз. Глибоке	Радіонуклід	Оз. Далеке	Оз. Глибоке
^{239}Np	$4{,}53\cdot10^6$	$6{,}04\cdot10^6$	^{95}Zr	$4{,}53\cdot10^5$	$6{,}04\cdot10^5$
^{99}Mo	$4{,}53\cdot10^5$	$6{,}04\cdot10^5$	^{95}Nb	$4{,}53\cdot10^5$	$6{,}04\cdot10^5$
^{132}Te	$4{,}07\cdot10^5$	$5{,}43\cdot10^5$	^{110m}Ag	$4{,}53\cdot10^2$	$6{,}04\cdot10^2$
^{131}I	$1{,}06\cdot10^5$	$1{,}41\cdot10^5$	^{144}Ce	$3{,}17\cdot10^5$	$4{,}23\cdot10^5$
^{140}Ba	$4{,}53\cdot10^5$	$6{,}04\cdot10^5$	^{106}Ru	$1{,}81\cdot10^5$	$2{,}41\cdot10^5$
^{140}La	$4{,}53\cdot10^5$	$6{,}04\cdot10^5$	^{134}Cs	$1{,}36\cdot10^4$	$1{,}81\cdot10^4$
^{141}Ce	$4{,}53\cdot10^5$	$6{,}04\cdot10^5$	^{125}Sb	$1{,}81\cdot10^3$	$2{,}41\cdot10^3$
^{103}Ru	$4{,}53\cdot10^5$	$6{,}04\cdot10^5$	^{90}Sr	$2{,}26\cdot10^4$	$2{,}76\cdot10^4$
^{89}Sr	$1{,}81\cdot10^5$	$2{,}41\cdot10^5$	^{137}Cs	$2{,}49\cdot10^4$	$3{,}32\cdot10^4$
^{91}Y	$1{,}36\cdot10^5$	$1{,}81\cdot10^5$			

Прийнято, що 28 квітня 1986 р. на дзеркало водойм випало 90 % від активності радіонуклідів, а 1 травня – 10 % (для короткоживучих радіонуклідів проводили перерахунок).

3. Моделювання вмісту радіонуклідів в абіотичних компонентах полігонних водойм

Для відновлення динаміки радіоактивного забруднення водних мас і донних відкладів після аварійного надходження радіонуклідів у водойми було використано раніше розроблену модель [12, 13].

Параметри міграції радіонуклідів у системі «вода - донні відклади» розраховані на підставі результатів досліджень особливостей поведінки радіонуклідів у водних екосистемах [14, 15], швидкості акумуляції радіонуклідів донними відкладами у водоймах різного трофічного статусу [12, 16], рівнів первинних випадань радіонуклідів на дзеркало (див. табл. 1) і фрагментарних даних про вміст радіонуклідів у водних масах полігонних водойм. Також враховували реєстрацію до 1994 р. ^{144}Ce в неукорінених водних рослинах та в 1994 р. «гарячих» частинок у воді (за ^{137}Cs ~20 Бк/шт.) полігонних водойм. Для узгодження розмірності використовували морфометричні показники водойм і продукційні показники рослин.

Прийнято, що середня глибина оз. Глибоке становила 2,7 м, оз. Далеке – 4 м.

4. Оцінка розвитку біомаси рослин

Важливими факторами формування дозових навантажень на організм рослин є фаза їхнього розвитку та продукційні показники. На підставі багаторічних спостережень (включаючи 1986 р.) і літературних даних [17, 18] прийнято, що до 26 квітня 1986 р. надземні органи повітряно-водних рослин не досягли водної поверхні, тобто знаходились у товщі водних мас, а на 1 травня величини їхньої біомаси і проективного покриття досягали 20 % від максимальних на пік вегетації (табл. 2). Величини біомаси та проективного покриття між часовими точками описували лінійною залежністю.

Таблиця 2. **Надземна біомаса і проективне покриття в заростях повітряно-водних рослин у 1986 р., % від максимальних величин**

Дата	Надземна біомаса	Проективне покриття
До 15 квітня	0	0
1травня	20	20
1 червня	50	100
1 липня	100	100
15 вересня	100	100
1 жовтня	90	100
15 жовтня	80	80
1 листопада	0	0

Серед представників групи повітряно-водних рослин на акваторії полігонних водойм за біомасою домінують очерет звичайний – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. та рогіз вузьколистий – *Typha angustifolia* L. [19]. На основі багаторічних досліджень особливостей формування біомаси надземних і підземних органів згаданих видів [17, 18, 20, 21] прийнято, що в пік вегетації фітомаса надземних органів становить близько 50 % від загальної, кореневищ та ґрунтових коренів – 36 і 14 % відповідно. На підставі експериментальних досліджень прийняли, що діаметр ґрунтових коренів становить 2 мм, кореневищ 2 см, надземних органів 1 см. Необхідність уведення зазначених параметрів пов’язана з різними умовами опромінення надземних і підземних органів рослин.

З використанням результатів досліджень, наведених у [19], розрахували, що середня по акваторії надземна біомаса повітряно-водних рослин оз. Глибоке становила 0,606 кг/м^2 при повітряно-сухій вологості, оз. Далеке – 0,167 кг/м^2, площа заростання акваторій – 35 і 10 % відповідно. При цьому маса рослин за природної вологості у три рази вища за повітряно-суху масу.

5. Моделювання накопичення радіонуклідів повітряно-водними рослинами

На підставі результатів багаторічних досліджень співвідношень питомої активності радіонуклідів цезію, стронцію, церію і рутенію в різних органах рослин [22 - 24] прийняли, що величини питомої активності радіонуклідів у надземних органах і кореневищах однакові, у коренях у 10 разів вищі, ніж у надземних органах.

Для моделювання динаміки радіоактивного забруднення рослин використовували модель [13], в якій надземні органи представлені двома камерами, пов'язаними тільки рівнянням балансу. Параметри обміну ^{90}Sr, ^{95}Zr, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{137}Cs, ^{141}Ce, ^{144}Ce рослин з навколишнім середовищем визначено нами раніше на підставі спостережень за їхнім накопиченням і виведенням рослинними організмами [13, 16]. Прийнято, що параметри обміну ^{89}Sr, ^{91}Y, ^{140}Ba + ^{140}La відповідають параметрам ^{90}Sr; ^{99}Mo, ^{132}Te, ^{110m}Ag – ^{95}Zr; ^{125}Sb та ^{131}I – ^{137}Cs. Параметри обміну ^{239}Np розраховано за даними про накопичення ^{239}Pu [25].

Величини коефіцієнтів накопичення радіонуклідів враховують надходження радіонуклідів до рослин не тільки з води, а й з донних відкладів. Позакореневе надходження враховували виходячи з проектного покриття і площі заростання водойм (див. табл. 2) за величини коефіцієнта утримання радіонуклідів 1.

6. Розрахунок дозових навантажень на повітряно-водні рослини

Органи повітряно-водних рослин істотно відрізняються лінійними розмірами й розміщені в середовищах різної густини та питомої активності радіонуклідів – воді, повітрі та донних відкладах. Відповідно умови опромінення підземних, підводних і розташованих у повітряному середовищі органів кардинально відрізняються. При розрахунках дози враховували особливості поширення β- і γ-випромінювання в середовищі. Було прийнято, що γ-випромінювання інкорпорованих радіонуклідів реалізується за межами організму, а в об'ємі рослин реалізується тільки частина енергії їхнього β-випромінювання, яку визначали з урахуванням геометричних розмірів окремих органів (табл. 3). Стосовно зовнішнього β-опромінення прийняли, що частка енергії β-частинок середовища, яка реалізується в обсязі органів рослин, дорівнює (1-x), де x – частина енергії β-випромінювання інкорпорованих радіонуклідів, поглинена в рослині.

Таблиця 3. **Частка енергії β-випромінювання інкорпорованих радіонуклідів, що реалізується в об'ємі рослини, %**

Радіонукліди	Надземні органи	Корені	Кореневища
^{89}Sr	66	9	80
^{90}Sr	47	10	70
^{91}Y	64	9	78
^{95}Zr	90	75	93
^{95}Nb	95	86	97
^{103}Ru	93	85	93
^{106}Ru	57	3	75
^{131}I	87	38	91
^{134}Cs	86	50	91
^{137}Cs	86	50	91
^{140}Ba	78	20	87
^{140}La	60	10	81
^{141}Ce	89	64	92
^{144}Ce	40	8	62
^{239}Np	87	38	91

Пояс повітряно-водних рослин у полігонних водоймах поширений до глибини 1,2 м, тому при розрахунках було прийнято середню глибину 0,5 м.

Зовнішнє опромінення розраховували окремо для надводної та підводної частин надземних органів, коренів і кореневищ, а дозове навантаження на весь організм – з урахуванням відносної біомаси відзначних вище частин рослин.

Проблемним питанням у методиці визначення поглиненої дози рослин є врахування відновлення їхньої фітомаси. За визначенням доза – це питома енергія іонізуючого випромінювання, яка поглинена в об'ємі речовини за проміжок часу. Тобто з фізичної точки зору при визначенні накопиченої дози (питомої енергії), яку отримала тканина, враховувати енергію, яка була поглинута у відмерлих тканинах не потрібно. Навпаки, з біологічної точки зору потрібно враховувати всю енергію (дозу), яка була поглинута організмом. Тому спочатку ми визначили питому енергію іонізуючого випромінювання, яка була поглинена тканинами – поглинену дозу (Df), потім кумулятивну (біологічну) дозу (Db). У цій роботі фізичною інтерпретацією виразу «біологічна доза» є усереднена за рослиною поглинена доза, яку отримала частка генетичного матеріалу впродовж усього часу опромінення.

Для розрахунку величини Df враховували відмирання надземних органів та відновлення підземних органів упродовж року. Тоді при постійній потужності опромінення коренів і кореневищ ($P_{коренів}$, $P_{кореневищ}$, Гр/доба) та відновленні кореневищ за 3 роки, а коріння щорічно, річна поглинена доза ($Df_{коренів}$, $Df_{кореневищ}$, Гр/рік) описується виразами (1) і (2). З урахуванням визначення річної кумулятивної (біологічної) дози

(Db) наведено її зв'язок з поглиненою дозою:

$$Df_{коренів} = 0{,}63 \cdot 365 \cdot P_{коренів} = 0{,}63 \cdot Db_{коренів}, \quad (1)$$

$$Df_{кореневищ} = 0{,}84 \cdot 365 \cdot P_{кореневищ} = 0{,}84 \cdot Db_{кореневищ}, \quad (2)$$

де 365 – річна кількість діб.

Зовнішнє γ-опромінення надземних органів розраховували як суму, що утворюється випромінюванням радіонуклідів водних мас і донних відкладів. Прийняли, що γ-опромінення від водних мас надводної частини відповідає ¼ опромінення у геометрії «нескінченної хмари»; підводної частини – у геометрії «нескінченної хмари»; γ-опромінення надземних органів рослин радіонуклідами донних відкладів розраховували як суму величин опромінення від тонких шарів донних відкладів з урахуванням ослаблення випромінювання водними масами і розташованими вище шарами донних відкладів. Тобто підводну частину розбивали на шари, в яких потужність, утворена γ-випромінюванням донних відкладів, відрізняється не більше, ніж у два рази.

Припустили, що у вегетаційний сезон 1986 р. площа дна полігонних водойм характеризувалася рівномірною щільністю радіоактивного забруднення, яка обумовлювалася сорбцією радіонуклідів верхнім тонким шаром донних відкладів. Надалі радіонукліди перерозподілялися по площі дна, зокрема мігрували в напрямку глибоководних ділянок. Тому було прийнято, що до початку вегетаційного сезону 1987 р. щільність забруднення тривалоіснуючими радіонуклідами мілководних ділянок зменшилася в 10 разів, далі щільність забруднення мілководь зменшувалася тільки за рахунок радіоактивного розпаду. У вегетаційний сезон 1986 р. зовнішнє опромінення підземних органів рослин β-частками донних відкладів не враховували.

Попередніми дослідженнями [20] показано, що протягом 20 - 25 років після аварії в піщаних донних відкладах, які переважають в місцях зростання повітряно-водних рослин полігонних водойм, сформовані випромінюванням ^{137}Cs дозові навантаження на підземні органи рослин не змінювалися. Потужність дози від ^{90}Sr знизилася за перші 10 років удвічі, а в подальшому зменшувалася тільки внаслідок радіоактивного розпаду радіонукліда.

Моделювання динаміки радіонуклідів у водних масах і повітряно-водних рослинах дало змогу оцінити дозові навантаження рослин за період 1986 - 1991 рр., а в подальшому використовували усереднені фактичні дані щодо питомої активності радіонуклідів у рослинах та об'ємної активності водних мас.

При розрахунках дозових навантажень й особливостей поширення та поглинання іонізуючого випромінювання використовувалися методичні посібники [26, 27]. Обрані параметри міграції радіонуклідів у системі «вода - донні відклади» дають змогу провести консервативну оцінку дозових навантажень на популяцією модельних рослин.

7. Невизначеність оцінки дози випромінювання рослин

Аналіз результатів моделювання спектра та динаміки радіонуклідів у повітряно-водних рослин показав, що невизначеність радіоактивності і, відповідно, дози рослин в основному формується невизначеністю величини коефіцієнта накопичення радіонуклідів церію та похибкою визначення періоду напіввиведення повільної компоненти з організму.

Загалом середню за перший рік після аварії невизначеність величини дози, яку отримали рослини, можна оцінити в межах – 50 %, + 100 %. У 1987 - 2020 рр. ± 50 %. В останні роки проведена консервативна оцінка за фактичними даними, яка може бути завищена не більше, ніж на 50 %.

8. Результати

У 1986 р. випадання радіоактивних аерозолів на поверхню вегетуючих органів і висока концентрація радіоактивних елементів у водних масах полігонних водойм зумовили активне накопичення радіонуклідів повітряно-водними рослинами, тому внесок зовнішнього опромінення в загальну дозу не перевищував 5 %. У перші місяці після аварії зовнішнє опромінення рослин в основному формували радіонукліди, що містяться у водних масах, а з осені 1986 р.– депоновані в донних відкладах.

Величини потужності дози опромінення рослин, що були сформовані ^{90}Sr, ^{106}Ru, $^{134+137}$Cs і ^{144}Ce, досягли квазістаціонарних величин приблизно через 50 діб після аварії і практично не змінювалися до кінця вегетаційного сезону. Максимальні величини потужності опромінення від ^{89}Sr, ^{91}Y, ^{95}Zr, ^{103}Ru, ^{141}Ce сформувалися через 30 - 50 діб з подальшим зменшенням у 2 - 3 рази до кінця вегетаційного сезону, а від короткоживучих ^{131}I, ^{140}Ba + ^{140}La, ^{239}Np досягали максимуму через 5 - 15 діб після аварії.

За нашими оцінками, у вегетаційний сезон 1986 р. величина потужності поглиненої дози для повітряно-водних рослин оз. Глибоке досягала 690 мГр/доба (табл. 4), при цьому внесок радіонуклідів церію до величини сумарної потужності

становив від 50 % на початку вегетаційного сезону до 90 % наприкінці. Необхідно відзначити, що максимальні величини сумарної потужності поглиненої дози для органів рослин були меншими, ніж сума максимальних величин опромінення окремими радіонуклідами, оскільки максимальні рівні їхнього накопичення організмами припадають на різні моменти часу.

Величина потужності дози опромінення коренів повітряно-водних рослин полігонних водойм була відповідно в 2,4 і 1,6 разів вища, ніж надземних органів і кореневищ.

Таблиця 4. **Максимальні величини потужності поглиненої дози для повітряно-водних рослин оз. Глибоке, 1986 р.**

Органи	Потужність поглиненої дози, мГр/доба						
	^{90}Sr	^{106}Ru	^{134}Cs	^{137}Cs	^{141}Ce	^{144}Ce	Σ
Надземні	3,7	51	0,71	2,0	53	410	510
Кореневища	5,5	67	0,74	2,1	54	640	754
Корені	7,8	27	3,9	11	380	820	1230
Рослина*	4,9	53	1,2	3,3	100	550	690

* Потужність поглиненої дози для всієї рослини з урахуванням відносної біомаси органів.

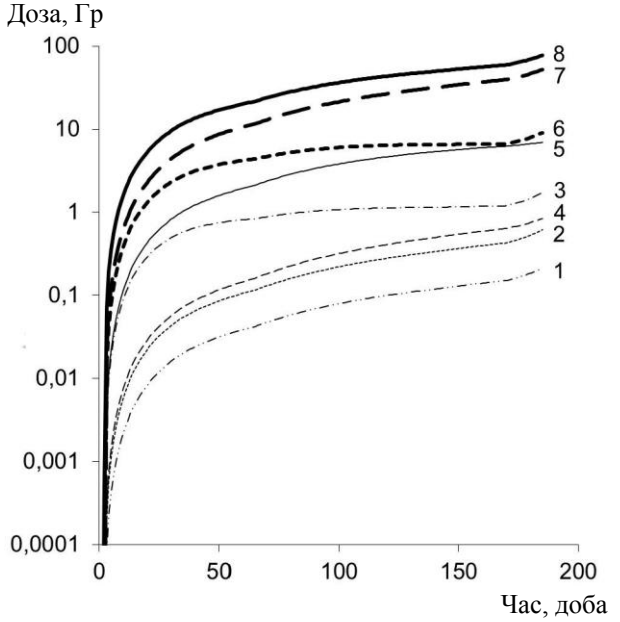
Розрахунки показали, що за вегетаційний сезон 1986 р. сумарна поглинена доза для повітряно-водних рослин оз. Глибоке становила близько 78 Гр, оз. Далеке – 39 Гр (табл. 5). Майже 80 % сумарної поглиненої дози рослин формувало випромінювання радіонуклідів церію, а внесок тривало існуючих ^{90}Sr та $^{134+137}$Cs був менше 2,5 %.

Таблиця 5. **Оцінка поглиненої дози іонізуючого випромінювання рослин у вегетаційний сезон 1986 р., Гр**

Радіонукліди	Оз. Глибоке	Оз. Далеке	Радіонукліди	Оз. Глибоке	Оз. Далеке
^{89}Sr	1,10	0,56	^{131}I	0,033	0,017
^{90}Sr	0,84	0,43	^{134}Cs	0,21	0,11
^{91}Y	1,09	0,55	^{137}Cs	0,61	0,31
^{95}Zr+^{95}Nb	2,72	1,38	^{140}Ba+^{140}La	0,70	0,36
^{99}Mo	0,00016	7,93e-5	^{141}Ce	9,00	4,57
^{132}Te	0,000121	6,16e-5	^{144}Ce	52,2	26,53
^{103}Ru	1,72	0,87	^{239}Np	0,145	0,074
^{106}Ru	6,97	3,54	**Σ**	**~78**	**~39**

Особливості динаміки формування поглиненої дози повітряно-водних рослин були обумовлені збільшенням їхньої біомаси і розпадом короткоіснуючих радіонуклідів (рисунок). Через 60 діб після аварії величина сумарної дози опромінення рослин оз. Глибоке досягла 20 Гр, а до 1-го листопада 1986 р. – 78 Гр. Доза, сформована випромінюванням ^{99}Mo, ^{132}Te, ^{131}I, ^{140}Ba + ^{140}La, ^{239}Np досягла максимальних значень через 10 - 40 діб, ^{103}Ru і ^{141}Ce – приблизно через 100 діб і практично не змінювалася (див. рисунок, криві 4, 6) до закінчення вегетації надземних органів. Зростання величини дози опромінення рослин у кінці вегетаційного сезону пов’язане з відмиранням надземної біомаси, тобто зі збільшенням внеску підземних органів у загальну фітомасу.

За зимовий період 1986 - 1987 рр. сумарна поглинена доза опромінення повітряно-водних рослин озер Глибоке і Далеке становила 25 і 13 Гр, а за вегетаційний сезон 1987 р. – 9,5 і 4,8 Гр відповідно. Необхідно відзначити, що з осені 1986 р. і до початку 1989 р. зниження дозових навантажень на повітряно-водні рослини було обумов-



Динаміка формування дози повітряно-водних рослин оз. Глибоке у вегетаційний сезон 1986 р.: 1 – ^{134}Cs; 2 – ^{137}Cs; 3 – ^{90}Sr; 4 – ^{103}Ru; 5 – ^{106}Ru; 6 – ^{141}Ce; 7 – ^{144}Ce; 8 – сумарна доза.

лене радіоактивним розпадом ^{144}Ce. За вегетаційний сезон 1989 р. доза опромінення повітряно-водних рослин оз. Глибоке була 1,0, а оз. Далеке 0,5 Гр, при цьому сумарну дозу майже на 80 % обумовлювали ^{90}Sr і ^{137}Cs, а внесок зовнішнього опромінення не перевищував 10 %.

Вище зазначено, що з 1987 по 2010 р. потужність опромінення рослин випромінюванням, депонованого в донних відкладах ^{137}Cs, практично не змінювалася. З огляду на те, що в полігонних водоймах у місцях зростання повітряно-водних рослин щільність забруднення донних відкладів у 10 разів менша за величини початкових випадань (див. табл. 1), річна доза зовнішнього опромінення рослин оз. Глибоке становила близько 4, оз. Далеке – 3 мГр.

За розрахунками і фактичними даними [19], з 1989 по 1995 р. концентрація ^{90}Sr і ^{137}Cs у водних масах знижувалася, відповідно зменшувався вміст радіонуклідів у рослинах та доза їхнього внутрішнього опромінення. Так, за вегетаційний сезон 1995 р. поглинена доза надземних органів рослин оз. Глибоке від інкорпорованого ^{90}Sr була 1,5, ^{137}Cs 2,5 - 75 мГр, загальна доза внутрішнього опромінення всієї рослини 11 - 150 мГр/рік, оз. Далеке 4 - 12 мГр/рік. До 2018 р. в оз. Глибоке загальна доза внутрішнього опромінення усієї рослини становила 0,4 - 13, у середньому 4,3 мГр/рік, в оз. Далеке 0,6 - 7,6, у середньому 2,8 мГр/рік.

Однак при визначенні дозових навантажень необхідно враховувати аномально високе забруднення північної та північно-західної берегових ліній оз. Глибоке. Натурні вимірювання 1992 - 2018 рр. показали, що на цих ділянках доза зовнішнього опромінення повітряно-водних рослин становить 0,5 - 1 Гр/рік.

Вище було розглянуто особливості формування поглинутої дози повітряно-водних рослин, тобто енергії, яка вивільнилась у тканинах унаслідок іонізуючого опромінення. Також нагадаємо, що надземна частина та корені повітряно-водних рослин обновлюються щорічно, а кореневища за 2 - 4 роки. Однак для популяції рослин необхідно також визначити кумулятивну (біологічну) дозу за весь післяаварійний період. За наведених вище умов біологічна доза повітряно-водних рослин за період 0,5 - 1 рік приблизно в 1,3 раза більша, ніж поглинута доза. За перші 3 післяаварійні роки кумулятивна (біологічна) доза опромінення повітряно-водних рослин оз. Глибоке може становити близько 160 Гр., при цьому за вегетаційний сезон 1986 р. сформовано 65 % дозового навантаження (табл. 6).

Таблиця 6. **Кумулятивна (біологічна) доза іонізуючого випромінювання повітряно-водних рослин оз. Глибоке**

Сезон, рік	Гр/сезон	Гр
Вегетаційний, 1986	~103	~103
Спокою, 1986/87	~33	~136
Вегетаційний, 1987	~13	~149
Спокою, 1987/88	~6,2	~155
Вегетаційний, 1988	~3,0	~158
Спокою, 1988/89	~1,6	~160

З урахуванням аномально високого радіоактивного забруднення берегової лінії оз. Глибоке за період 1986 - 2020 рр. максимальна кумулятивна (біологічна) доза повітряно-водних рослин може становити 190 Гр, а для рослин оз. Далеке 80 - 85 Гр.

9. Висновки

На підставі моделювання процесів перерозподілу радіонуклідів чорнобильського викиду в компонентах навколишнього середовища та їхнього накопичення фітомасою реконструйовано дозові навантаження для повітряно-водних рослин озер Глибоке і Далеке, розташованих у зоні відчуження Чорнобильської аварії на території лівобережної заплави р. Прип'ять. При розрахунках враховували випромінювання радіонуклідів з періодом напіврозпаду більшим, ніж 2 доби. Потужність дози опромінення рослин, що формувалася ^{90}Sr, ^{106}Ru, $^{134+137}$Cs і ^{144}Ce, досягла квазістаціонарних величин приблизно через 50 діб після аварії і практично не змінювалася до кінця вегетаційного сезону 1986 р. Максимальні величини потужності опромінення від ^{89}Sr, ^{91}Y, ^{95}Zr, ^{103}Ru, ^{141}Ce спостерігали через 30 - 50 діб з подальшим зменшенням до кінця вегетаційного сезону у 2 - 3 рази, а від короткоіснуючих ^{131}I, ^{140}Ba + ^{140}La, ^{239}Np досягли максимуму через 5 - 15 діб після аварії.

Установлено, що у вегетаційний сезон 1986 р. потужність поглиненої дози для повітряно-водних рослин оз. Глибоке досягала 690 мГр/доба, при цьому внесок радіонуклідів церію до сумарної потужності дози опромінення становив у початковий період 50 % і досяг 90 % наприкінці вегетаційного сезону. За нашими оцінками, величина потужності дози опромінення коренів повітряно-водних рослин була в 2,4, а кореневищ в 1,6 раза вища, ніж надземних органів.

За вегетаційний сезон 1986 р. поглинута сумарна доза опромінення рослин оз. Глибоке була близько 78 Гр, оз. Далеке 39 Гр, кумулятивна (біологічна) доза 103 та 52 Гр відповідно. З осені

1986 р. до початку 1989 р. зниження дозових навантажень на повітряно-водні рослини обумовлювалося радіоактивним розпадом ^{144}Ce. З 1989 р. опромінення повітряно-водних рослин формується ^{90}Sr і ^{137}Cs.

При визначенні дозових навантажень необхідно враховувати аномально високе забруднення північної та північно-західної ділянок берегової лінії оз. Глибоке, де зовнішнє опромінення формує поглинену дозу для повітряно-водних рослин порядку 0,5 - 1,0 Гр/рік. За період 1986 - 2020 рр. максимальна кумулятивна (біологічна) доза повітряно-водних рослин оз. Глибоке може становити 190 Гр, рослин оз. Далеке 80 - 85 Гр.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. D.I. Gudkov et al. Lesion in Common Reed by Gall-Producing Arthropods in Water Bodies of the Chernobyl NPP Exclusion Zone. Hydrobiological Journal 42(1) (2006) 82.
2. D. Gudkov et al. Dose rates and effects of chronic environmental radiation on hydrobionts within the Chernobyl exclusion zone. In: *Radiation Risk Estimates in Normal and Emergency Situations*. Ed. by A.A. Cigna and M. Durante (Dordrecht: Springer, 2006) p. 69.
3. N.L. Shevtsova, D.I. Gudkov. Cytogenetic effects of long-term radiation on higher aquatic plants within the Chernobyl accident Exclusion Zone. Radioprotection 44(5) (2009) 937.
4. M.A. Nurgudin, N.L. Shevtsova, D.I. Gudkov. Effects of chronic low-dose radiation on the common reed within the Chernobyl accident Exclusion Zone. Radioprotection 44(5) (2009) 941.
5. N.L. Shevtsova, D.I. Gudkov. Cytogenetic damages in the common reed Phragmites australis in the water bodies of the Chornobyl exclusion zone. Hydrobiological Journal 49(2) (2013) 85.
6. N.L. Shevtsova, A.A. Yavniuk, D.I. Gudkov. Effect of rest period on germination of the common reed seeds from the water bodies of the Chornobyl exclusion zone. Hydrobiological Journal 50(5) (2014) 78.
7. D.I. Gudkov et al. Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. Journal Environ. Radioactivity 151(2) (2016) 438.
8. Ю.А. Израэль и др. *Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред* (Ленинград: Гидрометеоиздат, 1990) 296 с.
9. *Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на ЧАЭС.* Под ред. О.В. Войцеховича. Т. 1 (К.: Чернобыльинтеринформ, 1997) 308 с.
10. Н.Н. Талерко. Восстановление параметров Чернобыльского выброса по измерениям мощности экспозиционной дозы в г. Припять. Ядерна фізика та енергетика 11(2) (2010) 169.
11. *Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии.* Под ред. У. Сансоне и О. Войцеховича (Чорнобиль: Чорнобильінтерінформ, 1996) 196 с.
12. В.В. Беляев, Е.Н. Волкова. Моделирование процессов самоочищения водных масс от радиоактивных веществ. Ядерна енергетика та довкілля 1(3) (2014) 34.
13. В.В. Беляєв, О.М. Волкова, С.П. Пришляк. Моделювання динаміки формування радіоактивності водних рослин. Ядерна енергетика та довкілля 1(5) (2015) 44.
14. Е.А. Тимофеева-Ресовская. *Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов* (Свердловск: УрО РАН СССР, 1963) 78 с.
15. А.Н. Марей. *Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами* (Москва: Атомиздат, 1976) 224 с.
16. О.М. Волкова та ін. Параметри розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статусу. Природа Західного Полісся та прилеглих територій: Зб. наук. праць. За ред. Ф. В. Зузука (Луцьк: Східноєвроп. нац. ун-т ім. Лесі Українки) 11 (2014) 127.
17. Л.Ф. Лукина, Н.Н. Смирнова. *Физиология высших водных растений* (К.: Наук. думка, 1988) 188 с.
18. Л.А. Сиренко и др. *Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ* (К.: Наук. Думка, 1989) 232 с.
19. М.І. Кузьменко та ін. *Радіонукліди у водних екосистемах України* (К.: Чорнобильінтерінформ, 2001) 318 с.
20. В.В. Беляєв, О.М. Волкова, С.П. Пришляк. Динаміка поглиненої дози іонізуючого випромінювання у кореневій системі повітряно-водних рослин. В кн.: Зб. матер. VIII з'їзду Гідроекологічного тов-ва України (К., 2019) с. 231.
21. S.P. Prishlyak et al. Regularities of ^{137}Cs Accumulation in the Above the Ground and Underground Phytomass of Helophytes. Hydrobiological Journal 51(6) (2015) 68.
22. В.Д. Романенко и др. *Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС* (К.: Наук. думка, 1992) 194 с.
23. О.М. Волкова. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу. Автореф. дис. … д-ра біол. наук (Київ, 2008) 34 с.
24. Ch. Ganzha et al. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone. Journal of Environmental Radioactivity 127 (2014) 176.
25. Г.И. Гнеушева. Накопление плутония-239 пресноводными рыбами и водной растительностью.

Проблемы радиоэкологии водных организмов. Тр. ин-та экологии растений и животных. 78 (1971) 115.
26. О.Ф. Немец, Ю.В. Гофман. *Справочник по ядерной физике* (К.: Наук. думка, 1975).
27. В.Ф. Козлов. *Справочник по радиационной безопасности* (Москва: Атомиздат, 1977) 384 с.
28. А.К. Савинский, В.И. Попов, В.А. Кулямин. *Спектры ЛПЭ и коэффициент качества инкорпорированных радионуклидов.* Справочник (Москва: Энергоатомиздат, 1986) 144 с.

V. V. Belyaev*, O. M. Volkova, D. I. Gudkov, S. P. Pryshlyak

Institute of Hydrobiology, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

*Corresponding author: belyaev-vv@ukr.net

RECONSTRUCTION OF THE ABSORBED DOSE OF IONIZING RADIATION FOR HELOPHYTES IN THE WATER BODIES OF THE NEAR EMERGENCY ZONE AT THE CHORNOBYL NPP

Based on modeling the dynamics of the Chornobyl emission radionuclide content in the components of the most polluted reservoirs of the Chornobyl Exclusion Zone, the absorbed dose for helophytes was reconstructed. During the growing season of 1986, the absorbed dose of plants of Glyboke Lake was 78 Gy, Daleke Lake 39 Gy. The absorbed dose rate of plant roots was 2.4 times higher than that of aboveground organs. According to actual data, in the period 2016 - 2019 in the Glyboke Lake average dose of external and internal plant irradiation was about 7.5 mGy/year, and in the Daleke Lake 5.6 mGy/year. On abnormally contaminated sections of the Glyboke Lake, the external dose reaches 0.5 - 1.0 Gy/year. During the period 1986 - 2020, the maximum cumulative (biological) dose of helophytes of Glyboke Lake can be 190 Gy, Daleke Lake 80 - 85 Gy.

Keywords: higher aquatic plants, absorbed dose, radionuclides, modeling, an exclusion zone of the accident at the Chornobyl nuclear power plant.

REFERENCES

1. D.I. Gudkov et al. Lesion in Common Reed by Gall-Producing Arthropods in Water Bodies of the Chernobyl NPP Exclusion Zone. Hydrobiological Journal 42(1) (2006) 82.
2. D. Gudkov et al. Dose rates and effects of chronic environmental radiation on hydrobionts within the Chernobyl exclusion zone. In: *Radiation Risk Estimates in Normal and Emergency Situations*. Ed. by A.A. Cigna and M. Durante (Dordrecht: Springer, 2006) p. 69.
3. N.L. Shevtsova, D.I. Gudkov. Cytogenetic effects of long-term radiation on higher aquatic plants within the Chernobyl accident Exclusion Zone. Radioprotection 44(5) (2009) 937.
4. M.A. Nurgudin, N.L. Shevtsova, D.I. Gudkov. Effects of chronic low-dose radiation on the common reed within the Chernobyl accident Exclusion Zone. Radioprotection 44(5) (2009) 941.
5. N.L. Shevtsova, D.I. Gudkov. Cytogenetic damages in the common reed Phragmites australis in the water bodies of the Chornobyl exclusion zone. Hydrobiological Journal 49(2) (2013) 85.
6. N.L. Shevtsova, A.A. Yavniuk, D.I. Gudkov. Effect of rest period on germination of the common reed seeds from the water bodies of the Chornobyl exclusion zone. Hydrobiological Journal 50(5) (2014) 78.
7. D.I. Gudkov et al. Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. Journal Environ. Radioactivity 151(2) (2016) 438.
8. Yu.A. Izrael et al. *Chernobyl: Radioactive Contamination of Natural Environments* (Leningrad: Gidrometeoizdat, 1990) 296 p. (Rus)
9. *Radio Geoecology of Water Bodies in the Zone of Influence of the Chernobyl Accident*. Ed. O.V. Voitsekhovich. Vol. 1 (Kyiv: Chornobylinterinform, 1997) 308 p. (Rus)
10. M.M. Talerko. Reconstruction of Chernobyl source parameters using gamma dose rate measurements in town Pripjat. Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy) 11(2) (2010) 169. (Rus)
11. *Modeling and Studying the Mechanisms of the Radioactive Substances Transfer from Terrestrial Ecosystems to Water Bodies in the Zone of Influence of the Chornobyl Accident*. Ed. by U. Sansone and O. Voitsekhovich (Chornobyl: Chornobylinterinform, 1996) 196 p. (Rus)
12. V.V. Belyaev, E.N. Volkova. Modeling of processes of self-purification of water masses from radioactive substances. Yaderna Enerhetyka ta Dovkillya 1(3) (2014) 34. (Rus)
13. V.V. Belyayev, O.M. Volkova, S.P. Pryshlyak. Modeling of dynamics of radioactivity formation of aquatic plants. Yaderna Enerhetyka ta Dovkillya 1(5) (2015) 44. (Ukr)
14. E.A. Timofeeva-Resovskaya. *Distribution of Radioisotopes over the Main Components of Freshwater Reservoirs* (Sverdlovsk: Ural Department of the Russian Academy of Sciences, 1963) 78 p. (Rus)
15. A.N. Marey. *Sanitary Protection of Water Bodies from Radioactive Contamination* (Moskva: Atomizdat, 1976) 224 p. (Rus)

16. O.M. Volkova et al. Parameters of radionuclide distribution in reservoirs of different trophic status. Nature of Western Polissya and adjacent territories: Zbirnyk Naukovykh Prats. Ed. by F.V. Zuzuka (Lutsk: Skhidno-Yevropeyskyy Natsionalnyy Universytet Imeni Lesi Ukrayinky) 11 (2014) 127. (Ukr)
17. L.F. Lukina, N.N. Smirnova. *Physiology of Higher Aquatic Plants* (Kyiv: Naukova Dumka, 1988) 188 p. (Rus)
18. L.A. Sirenko et al. *Vegetation and Bacterial Population of the Dnieper and its Reservoirs* (Kyiv: Naukova Dumka, 1989) 232 p. (Rus)
19. M.I. Kuzmenko et al. *Radionuclides in Aquatic Ecosystems of Ukraine* (Kyiv: Chornobylinterinform, 2001) 318 p. (Ukr)
20. V.V. Belyayev, O.M. Volkova, S.P. Pryshlyak. Dynamics of the absorbed dose of ionizing radiation in the root system of air-water plants. In: Proc. of the VIII Congress of the Hydroecological Society of Ukraine (Kyiv, 2019) p. 231. (Ukr)
21. S.P. Prishlyak et al. Regularities of ^{137}Cs Accumulation in the Above the Ground and Underground Phytomass of Helophytes. Hydrobiological Journal 51(6) (2015) 68.
22. V.D. Romanenko et al. *Radioactive and Chemical Pollution of the Dnieper and its Reservoirs after the Accident at the Chernobyl NPP* (Kyiv: Naukova Dumka, 1992) 194 p. (Rus)
23. O.M. Volkova. Technological radionuclides in aquatic organisms of different types of reservoirs. Thesis abstract of the doctor of Biological Sciences (Kyiv, 2008) 34 p. (Ukr)
24. Ch. Ganzha et al. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone. Journal of Environmental Radioactivity 127 (2014) 176.
25. G.I. Gneusheva. Accumulation of plutonium-239 by freshwater fish and aquatic vegetation. Problems of radioecology of aquatic organisms. Trudy Instituta Ekologii Rasteniy i Zhivotnykh 78 (1971) 115. (Rus)
26. O.F. Nemets, Yu.V. Hofman. *Nuclear Physics Handbook* (Kyiv: Naukova Dumka, 1975). (Rus)
27. V.F. Kozlov. *Radiation Safety Handbook* (Moskva: Atomizdat, 1977) 384 p. (Rus)
28. A.K. Savinsky, V.I. Popov, V.A. Kulyamin. *LET Spectra and Quality Factor of Incorporated Radionuclides.* Handbook (Moskva: Energoatomizdat, 1986) 144 p. (Rus)

Надійшла/Received 30.04.2020