

ВОДНА РАДІОЕКОЛОГІЯ

УДК [577.34:597](285.2/3)

О.Є. КАГЛЯН, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: alex_kt983@ukr.net

Д.І. ГУДКОВ, д. б. н., проф., чл.-кор. НАН України, завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

В.В. БЕЛЯЄВ, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: belyaev-vv@ukr.net

С.І. КІРЕЄВ, генеральний директор,
Державне спеціалізоване підприємство «Екоцентр» ДАЗВ України,
вул. Шкільна, 6, Чорнобиль, 07270, Україна
e-mail: kireev@ecocentre.kiev.ua

Л.П. ЮРЧУК, мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ludayurchuk1@gmail.com

В.В. ДРОЗДОВ, інж.,
Державне спеціалізоване підприємство «Екоцентр» ДАЗВ України,
вул. Шкільна, 6, Чорнобиль, 07270, Україна
e-mail: doktorvlad.chernobyl@gmail.com

Н.А. ПОМОРЦЕВА, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: natarpomorceva@gmail.com

С.П. ПРИШЛЯК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: seregasp@gmail.com

О.О. ГУПАЛО, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: cloudy@ukr.net

Ц и т у в а н н я: Каглян О.Є., Гудков Д.І., Беляєв В.В., Кіреєв С.І., Юрчук Л.П., Дроздов В.В., Поморцева Н.А., Пришляк С.П., Гупало О.О., Абрам'юк І.І., Меньковська М.О. Зміни потужності радіаційного опромінення риб водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС та оз. Азбучин після зниження рівня води. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 6. С. 104—120.

І.І. АБРАМ'ЮК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: abrmyk@yahoo.com
М.О. МЕНЬКОВСЬКА, інж.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: menkowskaya@gmail.com

ЗМІНИ ПОТУЖНОСТІ РАДІАЦІЙНОГО ОПРОМІНЕННЯ РИБ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС ТА ОЗ. АЗБУЧИН ПІСЛЯ ЗНИЖЕННЯ РІВНЯ ВОДИ¹

Впродовж 2014—2021 рр. оцінено зміни потужності поглиненої дози зовнішнього та внутрішнього опромінення для представників іхтіофауни водойми-охолоджувача (ВО) Чорнобильської АЕС та оз. Азбучин після припинення постачання води до ВО наприкінці 2014 р. Зміна гідрологічного режиму призвела до зниження рівня води у ВО на 6,5—7,0 м, а у розташованому поблизу оз. Азбучин — на 2,5—3,0 м, а також до збільшення питомої активності ⁹⁰Sr у воді і біоті. Встановлено, що дозові навантаження на риб від інкорпорованого ⁹⁰Sr у 2021 р. зросли у ВО в середньому у 4,5 раза та в оз. Азбучин — у 7,5 раза порівняно з періодом, що передував зниженню рівня води. Потужність зовнішньої дози опромінення риб у ВО суттєво не змінилась, а в оз. Азбучин — зросла у результаті заміщення літоральних і субліторальних зон водойми, що опинились на осушеній території, на ділянки донного ложа із значно вищим рівнем радіонуклідного забруднення.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, водойма-охолоджувач ЧАЕС, оз. Азбучин, риби, потужність поглиненої дози, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs.

Тривалоіснуючі, штучні радіонукліди, які є хімічними аналогами важливіших біогенних елементів, при надходженні до водойм можуть накопичуватись гідробіонтами до радіаційно-небезпечних рівнів. Особливої актуальності ці процеси набувають на територіях, що зазнали аварійних ситуацій на підприємствах ядерного паливного циклу, і зокрема у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) [7, 8, 20, 23, 28]. Радіонукліди, які накопичуються в органах і тканинах риб, формують внутрішню поглинену дозу, яка разом із зовнішньою (від води, донних відкладів, рослин тощо) складає загальну поглинену дозу іонізуючого випромінювання [2, 4, 12, 15, 21]. Різні види риб у межах однієї водойми отримують різне дозове навантаження [17]. Величина зовнішнього опромінення риб залежить у першу чергу від рівня радіонуклідного забруднення екологічних зон водойми, в яких перебуває той чи інший вид, а доза внутрішнього — переважно від ефективності засвоювання радіонуклідів з води та об'єктів живлення [1, 13, 19, 26, 27].

¹ Роботу виконано у співробітництві з Державним спеціалізованим підприємством «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження, а також за підтримки Національної академії наук України і Національного фонду досліджень України (проект № 2020.02/0264).

Водойма-охолоджувач Чорнобильської АЕС (ВО ЧАЕС) є штучною водоймою, що розташована на правобережній ділянці заплави р. Прип'яті. Основним призначенням ВО було забезпечення водою теплообмінного устаткування та систем пожежогасіння станції під час експлуатації енергоблоків. Підживлення ВО здійснювалося з р. Прип'яті за допомогою насосної станції, з підтриманням рівня води, в середньому, на 7 м вище за рівень води у річці. У 1986 р. в період активної фази аварії на ЧАЕС, в результаті вітрового перенесення радіоактивних речовин та їхнього осадження на водну поверхню, а також надходження через відвідний канал з реакторними водами, ВО зазнала інтенсивного радіонуклідного забруднення. Переважаюча частина радіоактивних речовин, що надійшла до водойми, достатньо швидко акумулювалася донними відкладами і водними організмами. У 2012—2013 рр. загальний вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs в екосистемі ВО становив близько 50 і 270 ТБк, відповідно [10].

У 2000 р., після зупинки останнього діючого енергоблоку ЧАЕС подальша експлуатація ВО була визнана економічно недоцільною. У жовтні 2014 р., у зв'язку з вимушеним припиненням водозабору з р. Прип'яті для підживлення ВО, почалося нерегульоване зниження рівня води, переважно за рахунок фільтрації через тіло огорожувальної дамби. Через два роки рівень води знизився більш ніж на 3,5 м і на колишній акваторії ВО сформувалося три водойми, різні за морфометрією, об'ємом і площею водного дзеркала. Влітку 2017 р. площа осушеної частини водойми склала більше 40 % від колишньої акваторії. Впродовж 2018 р. рівень води знизився до 6,5—7,0 м і встановився у залишкових водоймах таким, що відповідає «сталому», залежно від водності р. Прип'яті, з якою у ВО існує гідравлічний зв'язок. При цьому зменшення підпору ВО призвело також до зниження рівня води у розташованій поруч природній заплавної водоймі — оз. Азбучин.

Зміна гідрологічного режиму ВО і оз. Азбучин спричинили зміни стану динамічної рівноваги у перерозподілі радіонуклідів (у першу чергу, більш мобільного ^{90}Sr) в екосистемах водойм та зростання їхнього надходження у біологічно-доступних формах до водних мас. Це, в свою чергу, призвело до підвищення рівня накопичення радіонуклідів водними організмами та формування додаткової дози радіаційного опромінення, зокрема для представників іхтіофауни.

Таким чином, головною метою виконаних досліджень була оцінка зміни потужності поглиненої дози за рахунок зовнішнього опромінення та від інкорпорованих ^{90}Sr і ^{137}Cs у риб різних екологічних груп, що населяють ВО ЧАЕС та оз. Азбучин, в умовах зниження рівня води та підвищення вмісту радіонуклідів у навколишньому середовищі.

Матеріал і методика досліджень

Роботу виконано на основі даних, отриманих в період 2008—2021 рр. Водними об'єктами досліджень слугували ВО ЧАЕС та оз. Азбучин. До кінця 2016 р. дослідження виконували на різних частинах ВО, існуючого

як одна водойма, а починаючи з 2017 р. — на остаточних водоймах, які утворились у межах колишньої акваторії ВО після зниження рівня води.

ВО ЧАЕС було створено на заплавної території правобережжя р. Прип'яті. Береги водойми частково сформовані надзаплатною терасою, а переважно — захисною дамбою протяжністю 25 км, шириною 70—100 м і заввишки 5,7 м. Територія, що огорожена дамбою, включає колишнє русло р. Прип'яті, старі рукави та заплавні озера. Довжина ВО становила 11 км, середня ширина — 2 км, площа — 22,9 км², переважаючі глибини — 4—7 м, а на окремих ділянках — до 18—20 м, об'єм за НПП — 151 млн. м³. Підживлення ВО здійснювалось з р. Прип'яті за допомогою насосної станції, з підтриманням рівня води в середньому на 7 м вище за рівень води у річці. Упродовж 2015—2018 рр., внаслідок зниження рівня води, відбулась досить різка зміна морфометрії, а також гідрологічного і гідробіологічного режиму ВО. На теперішній час на колишній акваторії ВО утворилась значна кількість залишкових водойм, серед яких власні дослідження виконували в межах північно-західної частини (51°21'30.82"N, 30°09'00.45"E).

Озеро Азбучин являє собою водойму складної форми, яка розташована на території правобережної заплави р. Прип'яті у 2 км на північний захід від ЧАЕС (51°24'27.72"N, 30°06'58.86"E) та на відстані 0,5 км найближчою до ВО частиною. Об'єм водних мас в озері до зниження рівня води становив близько 0,78 млн. м³, з площею водного дзеркала 0,27 км². Морфологічно поділяється на два плеса: західне мілководне, з переважаючими глибинами від 1,5 до 3 м, і східне, з глибинами від 2 до 5,6 м. Дно озера характеризується наявністю великої кількості ділянок з мулистими відкладами. Середні значення щільності забруднення ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁸, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu і ²⁴¹Am становили відповідно 11 000, 6700, 240 і 218 кБк/м² [5]. Максимальні величини питомої активності радіонуклідів приурочені до західної частини озера, розташованої ближче до ЧАЕС. Підвищені значення щільності забруднення відмічаються також і в численних затоках озера.

Іхтіологічний матеріал відбирали в рамках регламенту радіоекологічного моніторингу водних біоценозів ЧЗВ та у співпраці з ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України. Загалом було досліджено сім видів риб — два хижих і п'ять «мирних». Серед хижих риб аналізували щуку звичайну *Esox lucius* L. (віком від 1 до 5 років) та окуня звичайного *Perca fluviatilis* L. (3—9 років). Серед «мирних» видів досліджували фітофагів — краснопірку звичайну *Scardinius erythrophthalmus* L. (2—9 років); пелагічних зоопланктонофагів — верховодку звичайну *Alburnus alburnus* L. (2—6 років) та планктонофагів — верховку (вівсянку) звичайну *Leucaspis delineatus* Heckel (1—3 роки); бентофагів — карася сріблястого *Carassius gibelio* Bloch (2—7 років) і лина звичайного *Tinca tinca* L. (2—8 років). Класифікація риб за трофністю наведена виходячи з переважаючого типу живлення для зазначених вікових груп, відповідно до [6]. Впродовж періоду досліджень було проаналізовано понад 1500 екз. риб. Середня кількість риб у річний вибірці для кожного виду становила від 8 екз. і більше.

Для оцінки зовнішнього та внутрішнього дозового навантаження на рибу було використано дані питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді, донних відкладах різних екологічних зон водойм і рибах та застосовано модифікований метод, описаний в роботі [17], за допомогою програмного забезпечення ERICA Assessment Tool [11], в якому було враховано міграційну активність риби упродовж року і щільність радіонуклідного забруднення донних відкладів у межах різних екологічних зон водойм. Похибка оцінки потужності поглиненої дози становила 20—25 %. Розраховане стандартне відхилення в повній мірі характеризувало варіації вибірки.

Результати досліджень та їх обговорення

В даний час головними дозоутворювальними радіонуклідами для біоти у водоймах ЧЗВ є ^{90}Sr і ^{137}Cs . Динаміка потужності поглиненої дози опромінення водної біоти залежить від рівнів вмісту радіонуклідів у компонентах навколишнього середовища та їхнього накопичення живими організмами, що безпосередньо відбивається на формуванні дозового навантаження [3, 14, 15, 17—19, 22].

Об'ємна активність ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді ВО впродовж останніх двох десятиріч зазнала істотних змін. Вміст ^{137}Cs , значна кількість якого надійшла до ВО з реакторними водами через скидний канал в період активної фази аварії на ЧАЕС, поступово зменшується, зберігаючи цю тенденцію і після зниження рівня води (рис. 1). Щодо ^{90}Sr , то його активність у воді з кінця 1990-х років до 2016 р. реєстрували в середньому на рівні 1,6 Бк/л, з незначними коливаннями в межах похибки вимірювань. Проте починаючи з 2016 р. середньорічний вміст ^{90}Sr почав зростати, сягнувши у 2019 р. значень 4,3 Бк/л, що майже у три рази перевищило середні значення за період 1998—2014 р. В оз. Азбучин, яке зазнавало підпору ґрунтових вод ВО, об'ємна активність ^{90}Sr зросла у 14 разів. Середньорічна об'ємна активність ^{137}Cs в обох досліджених водоймах залишилась майже незмінною і коливалась упродовж 2014—2021 рр. в межах величини стандартного відхилення (табл. 1).

У 2014 р. загальна потужність поглиненої дози для досліджених видів риби ВО становила 5,9—18,9 (в середньому 11,7) мкГр/год, з найвищими значеннями для придонного виду — карася сріблястого, а найнижчими

Таблиця 1

Діапазони та середні значення об'ємної активності радіонуклідів у воді ВО ЧАЕС та оз. Азбучин до і після зниження рівня води, Бк/л

Водойми	2014 р.		2021 р.	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
ВО ЧАЕС	0,98—1,87 (1,63±0,28)	1,14—1,62 (1,40±0,25)	3,55—4,91 (4,14±0,59)	0,71—1,40 (1,20±0,24)
Оз. Азбучин	28,80—31,10 (29,10±6,80)	3,60—8,30 (5,40±2,20)	359—488 (410±51)	4,74—6,90 (6,38±1,13)

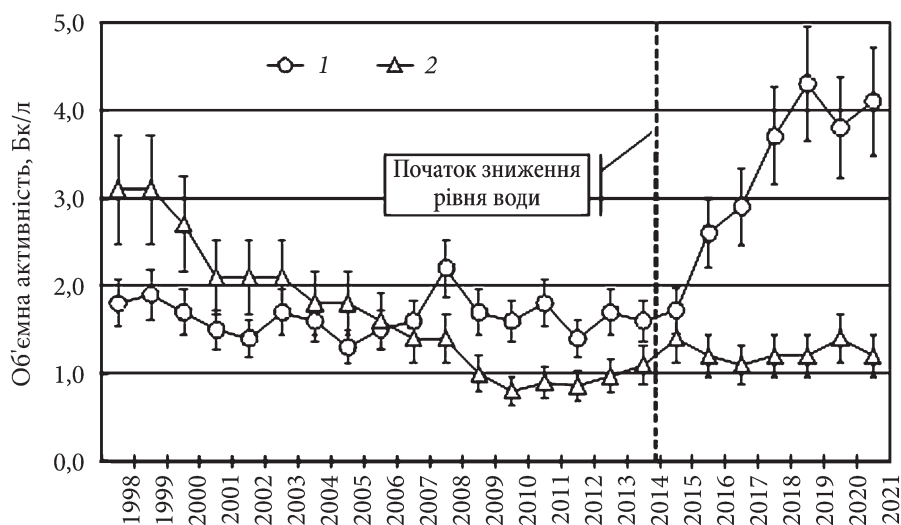


Рис. 1. Динаміка середньорічної об'ємної активності ^{90}Sr (1) і ^{137}Cs (2) у воді ВО ЧАЕС

— для виду, що мешкає переважно у поверхневому шарі води — верховодки. Оскільки штучні береги ВО мають довгий пологий схил і складені намивними пісками, які були слабо забруднені радіонуклідами, то загальна структура і морфометрія біотопу існування представників іхтіофауни ВО з зниженням рівня води істотно не змінилась, а що найголовніше — практично залишились на одному рівні величини зовнішнього опромінення в основних екологічних зонах водойми, в яких відбувався нагул, нерест, передзимувальний період та зимівля риб. Таким чином, оскільки рівень забруднення донних відкладів ВО за період зниження рівня води майже не змінився, збільшення загального дозового навантаження на риб ВО відбулось за рахунок підвищення внутрішнього опромінення — завдяки збільшенню накопичення радіонуклідів в організмі риб. Так, у 2021 р. загальна потужність поглиненої дози для досліджених видів ВО становила 6,0—19,3 (в середньому 12,0) мкГр/год (рис. 2), що несуттєво збільшило загальну середню потужність дози опромінення — лише у 1,03

раза. В оз. Азбучин ситуація склалася дещо іншим чином як у відношенні внутрішньої, так і зовнішньої дози опромінення. Внаслідок значно більшої, порівняно з ВО, відносної водозбірної території, яка до того ж має вищу щільність радіонуклідного забруднення, рівні підвищення об'ємної активності водних мас були набагато суттєвішими (див. табл. 1). Це вплинуло на зміни формування внутрішнього опромінення риб за рахунок накопичення радіонуклідів у тканинах. Крім того, внаслідок зниження рівня води літоральні і, частково, субліторальні зони водойми, які були складені переважно замуленими пісками з порівняно невисокою щільністю радіонуклідного забруднення, опинились на осушеній території, а їхнє місце зайняли ділянки донного ложа озера зі значно вищим

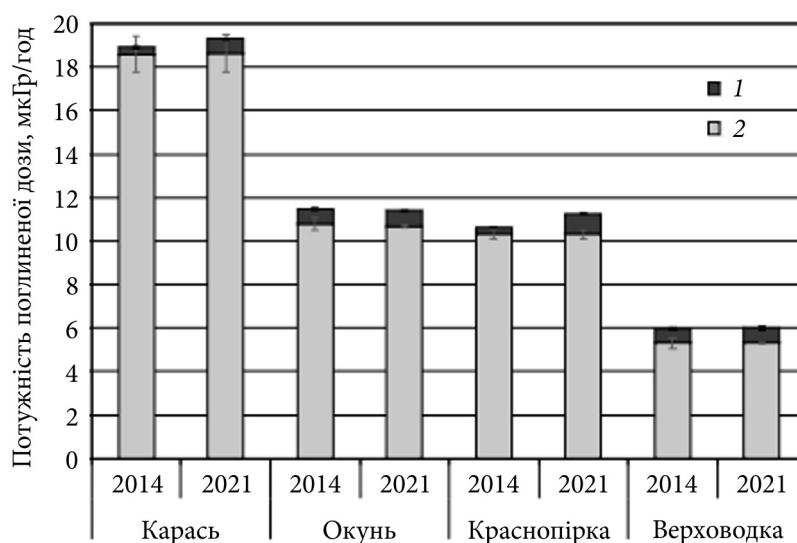


Рис. 2. Середні значення загальної потужності поглиненої дози для риб ВО, обумовленої внутрішнім (1) та зовнішнім (2) опроміненням у 2014 та 2021 рр.

рівнем вмісту радіонуклідів. Таким чином, під час нагулу, нересту та частини передзимувального періоду риби оз. Азбучин стали отримувати значно вищі дози зовнішнього опромінення. Так, у 2014 р. загальна потужність поглиненої дози для досліджених видів риб озера становила 15,7—89,6 (в середньому 51,0) мкГр/год, з найвищими значеннями для придонних риб — лина та карася сріблястого, а найнижчими — для верховки, що мешкає у поверхневому шарі води (рис. 3). У 2021 р. загальна потужність поглиненої дози для риб оз. Азбучин становила 32,7—111,3 (в середньому 71,1) мкГр/год, з аналогічними як і в 2014 р. видовими особливостями формування дозового навантаження. Таким чином, порівняно з 2014 р. загальна потужність поглиненої дози для риб в озері зросла в середньому в 1,4 раза.

Слід зазначити, що дозове навантаження, яке отримують риби від зовнішнього опромінення, становить переважаючу частку в загальній потужності поглиненої дози для іхтіофауни ВО та оз. Азбучин, і особливо це стосується риб, що ведуть придонний спосіб життя. Так, до зниження рівня води частка, яка припадала на зовнішнє опромінення риб у ВО та оз. Азбучин, була у межах відповідно 90—98 % (в середньому 95 %) та 92—96 % (в середньому 94 %). У 2021 р., у зв'язку з певним підвищенням внутрішньої дози опромінення, внесок зовнішнього опромінення у ВО зменшився в середньому до 93 %, а в оз. Азбучин — до 83 %.

Якщо розглянути динаміку потужності внутрішньої дози опромінення риб ВО за рахунок інкорпорованих радіонуклідів, можна побачити суттєве зростання дозового навантаження, обумовленого ^{90}Sr , особливо у мирних видів риб. Так, у 2021 р. для карася сріблястого і краснопірки доза

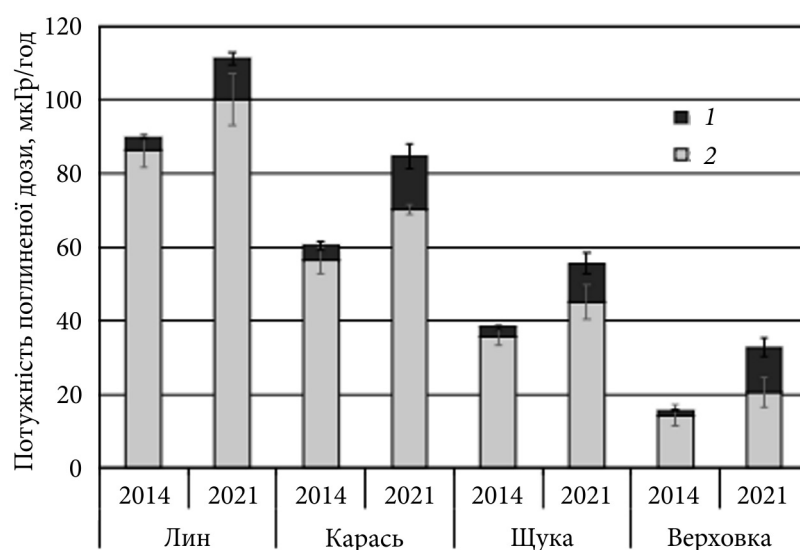


Рис. 3. Середні значення загальної потужності поглиненої дози для риб оз. Азбучин, обумовленої внутрішнім (1) та зовнішнім (2) опроміненням у 2014 та 2021 рр.

внутрішнього опромінення від ^{90}Sr зросла в середньому в 7 разів порівняно з 2014 р. Для окуня і верховодки ці величини були дещо меншими — відповідно 2,4 і 1,4 раза (рис. 4). Що стосується ^{137}Cs , то у 2021 р. сформована радіонуклідом доза опромінення зменшилась порівняно з періодом до зниження рівня води у ВО для всіх досліджених видів риб. Це пов'язано з тенденцією зменшення об'ємної активності ^{137}Cs у воді після аварії на ЧАЕС, яка зберігається після зниження рівня води та обумовлена вкрай низькою міграційною активністю радіонукліда при переході з донних відкладів та ґрунтів у воду.

Загалом, внутрішня доза опромінення для досліджених видів риб ВО зросла для краснопірки у 3,5 раза, для карася сріблястого — у 2 рази, для окуня — у 1,2 раза. Для верховодки цей показник залишився практично незмінним в результаті зниження дози від інкорпорованого ^{137}Cs .

Для риб оз. Азбучин відбулось істотне збільшення потужності поглиненої внутрішньої дози станом на 2021 р. Так, для лина, карася, щуки та верховки доза внутрішнього опромінення зросла відповідно у 3,4, 3,6, 4,3 та 9,3 рази (рис. 5). Це зростання відбулося за рахунок підвищеного накопичення ^{90}Sr у кісткових тканинах.

Привертає увагу той факт, що зростання об'ємної активності ^{90}Sr у воді ВО майже у 3 рази призвело до збільшення потужності дози опромінення для риб за рахунок ^{90}Sr від 1,4 до 7,3, в середньому — у 4,5 раза. В оз. Азбучин зростання об'ємної активності ^{90}Sr у воді у 14 разів призвело до зростання потужності дози опромінення для риб за рахунок ^{90}Sr від 3,9 до 15,3, в середньому — у 7,5 раза. І хоча видовий склад досліджених риб у водоймах істотно відрізнявся, гіпотетично існують певні види, які

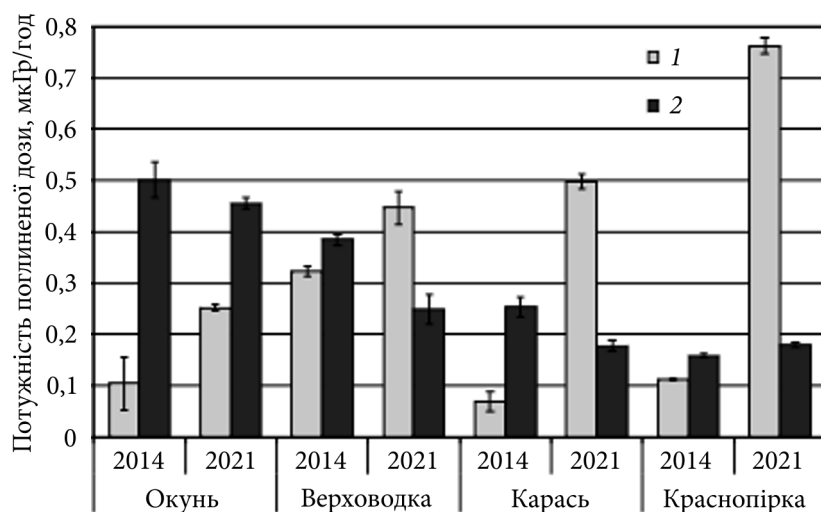


Рис. 4. Середні значення потужності внутрішньої поглиненої дози для риб ВО ЧАЕС, обумовленої ⁹⁰Sr (1) і ¹³⁷Cs (2) у 2014 та 2021 рр.

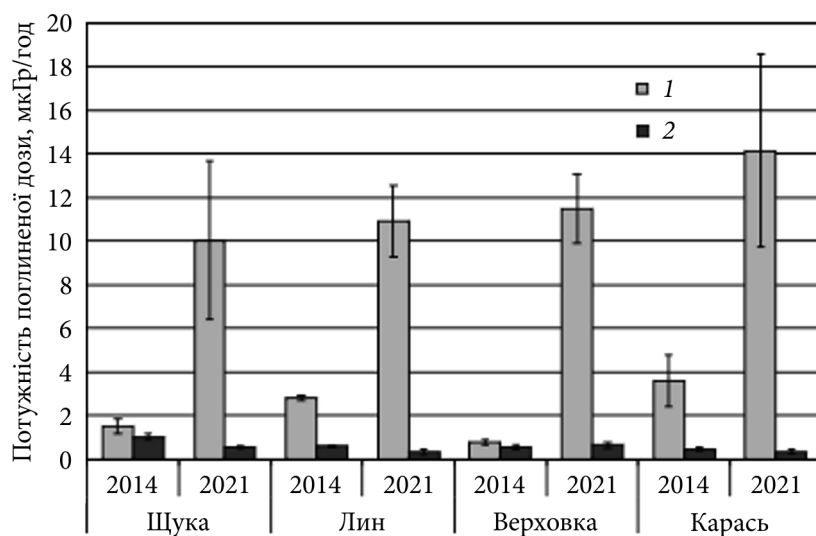


Рис. 5. Середні значення потужності внутрішньої поглиненої дози для риб оз. Азбучин, обумовленої ⁹⁰Sr (1) і ¹³⁷Cs (2) у 2014 та 2021 рр.

накопичують ⁹⁰Sr пропорційно до підвищення вмісту радіонукліда у воді, що відбивається і на формуванні дози опромінення. Звісно, в умовах природних водойм на інтенсивність накопичення радіонукліда впливає низка чинників, починаючи від гідрохімічних показників водного середовища і закінчуючи особливостями живлення того чи іншого виду в умовах різних водних екосистем. Тому один і той самий вид не може слугувати

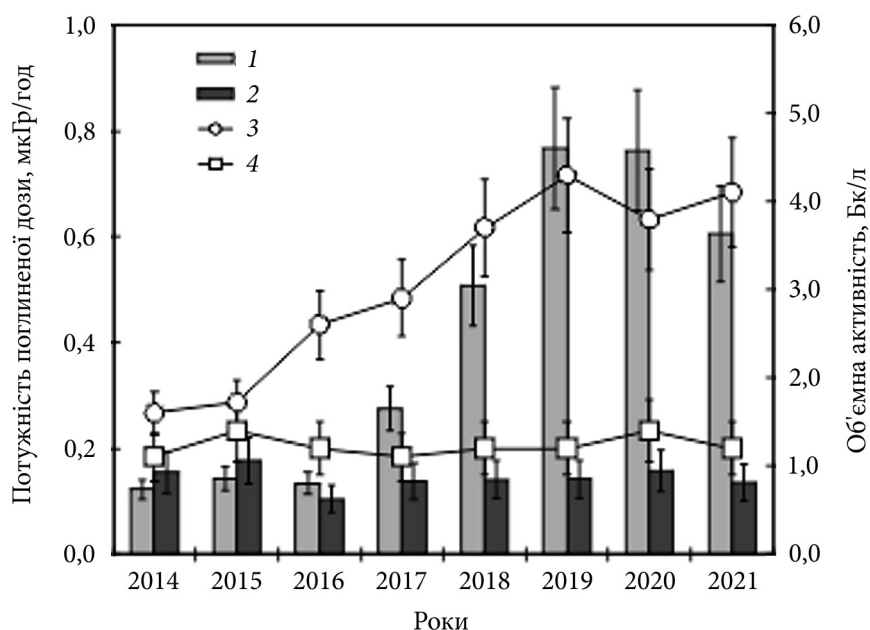


Рис. 6. Динаміка потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення краснопірки та об'ємної активності радіонуклідів у воді ВО ЧАЕС упродовж 2014—2021 рр.: 1 — ^{90}Sr (доза); 2 — ^{137}Cs (доза); 3 — ^{90}Sr (вода); 4 — ^{137}Cs (вода)

індикатором підвищення ^{90}Sr у воді в умовах радіаційного забруднення водойм.

Динаміка потужності внутрішньої поглиненої дози у краснопірки з ВО за рахунок ^{137}Cs упродовж всіх років від початку зниження рівня води, як і об'ємна активність радіонукліду у воді, залишалася практично незмінною. Величина потужності дози опромінення за рахунок ^{90}Sr почала досить швидко зростати починаючи з 2017 р. і, досягнувши максимальних значень у 2019 р., вийшла на певний рівень, який має тенденцію до зниження, але значення 2020 і 2021 рр. знаходяться в межах похибки вимірювань (рис. 6). Аналогічну тенденцію має динаміка об'ємної активності ^{90}Sr у воді, хоча достовірне зростання цього показника почалося на рік раніше.

Величина потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення за рахунок ^{137}Cs у окуня з ВО впродовж 2014—2021 рр. виявилася більш динамічною незважаючи на порівняно стабільні показники об'ємної активності радіонукліду у воді. Так, якщо протягом 2014—2019 рр. значення дози внутрішнього опромінення від ^{137}Cs коливались у межах похибки вимірювань, то у 2020, 2021 рр. цей показник знизився у середньому в 1,7 раза (рис. 7). Щодо дози, обумовленою інкорпорованим ^{90}Sr , то починаючи вже з 2015 р. вона почала зростати, і ця тенденція зберігалась до 2021 р. включно, перевищивши цей показник для 2014 р. більш ніж у 7 разів, а також потужність внутрішньої дози від ^{137}Cs .

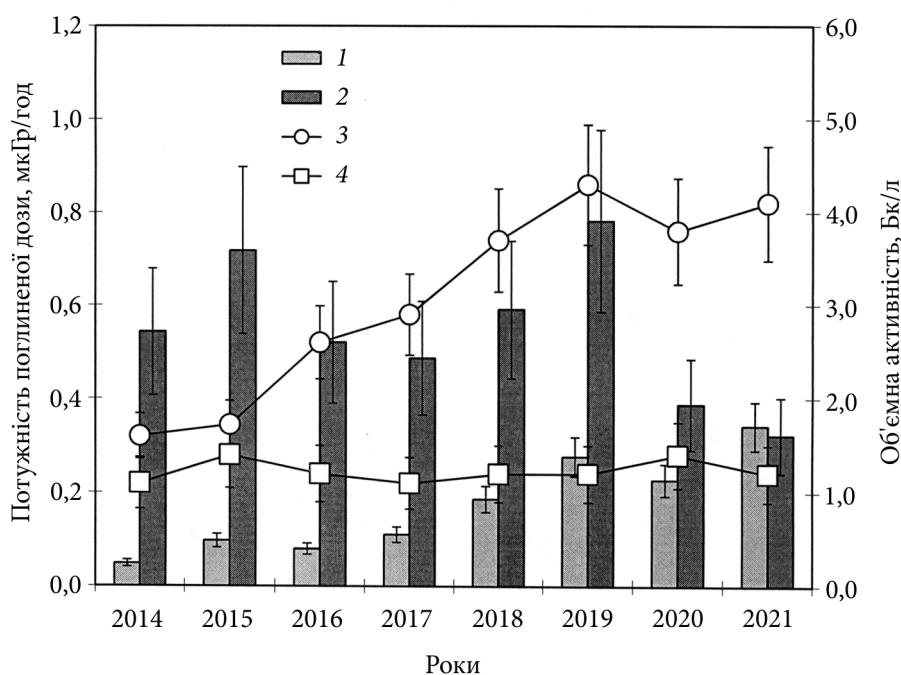


Рис. 7. Динаміка потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення окуня та об'ємної активності радіонуклідів у воді ВО ЧАЕС упродовж 2014—2021 рр.: 1 — ⁹⁰Sr (доза); 2 — ¹³⁷Cs (доза); 3 — ⁹⁰Sr (вода); 4 — ¹³⁷Cs (вода)

Аналіз кореляційних зв'язків між концентрацією радіонуклідів у воді та потужністю поглиненої дози внутрішнього опромінення свідчить про високу залежність показника внутрішнього дозового навантаження від об'ємної активності ⁹⁰Sr у воді, як для краснопірки ($R = 0,92$), так і для окуня ($R = 0,90$) (рис. 8, а, в). Високі значення коефіцієнта кореляції для цих показників свідчать про переважаюче надходження радіонукліду безпосередньо з води до організму риби через зяброві тканини та шкірні покриви. Проте припускається, що для краснопірки, у кормовому раціоні якої значну частку займають нижчі рослини, яким притаманні високі коефіцієнти концентрування радіонуклідів, надходження ⁹⁰Sr до організму відбувається також із об'єктами живлення, де радіонуклід знаходиться у формах, що легко засвоюються. Про це свідчать і високий рівень внутрішнього дозового навантаження для краснопірки за рахунок ⁹⁰Sr, що в середньому у 2,5 рази вищий за аналогічний показник для окуня. Надходження ⁹⁰Sr з кормовими об'єктами до організму хижих видів відбувається переважно з кістковими тканинами риб-жертв, що погано перетравлюються, тому засвоєння цього радіонукліду відбувається з меншою ефективністю.

Надходження до організму риб ¹³⁷Cs відбувається переважно пероральним шляхом — з кормовими об'єктами, тому низька кореляція між концентрацією радіонукліду у воді та потужністю поглиненої дози внутрішнього опромінення свідчить про переважання перорального шляху над водним.

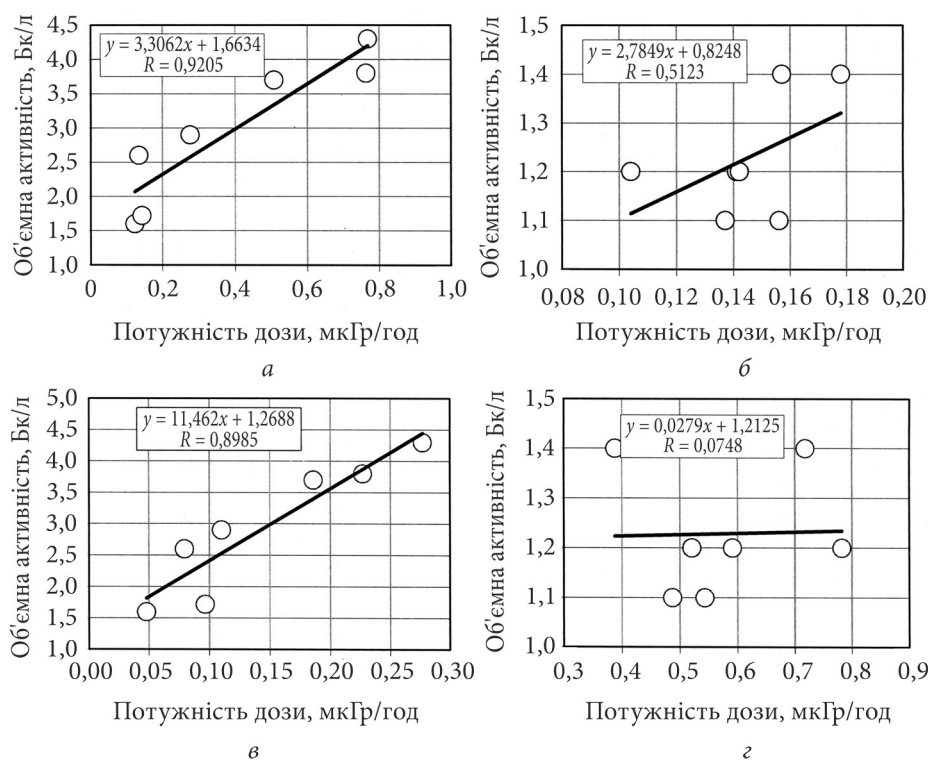


Рис. 8. Кореляційний зв'язок між об'ємною активністю радіонуклідів у воді та потужністю поглиненої дози внутрішнього опромінення: а — для ^{90}Sr у краснопірки; б — для ^{137}Cs у краснопірки; в — для ^{90}Sr у окуня; г — для ^{137}Cs у окуня

рішнього опромінення для краснопірки та її відсутність для окуня (рис. 8, б, г), ймовірно, може свідчити про широкий спектр об'єктів живлення, яким притаманні різні рівні накопичення радіонукліда.

Розрахунками встановлено, що упродовж 2014—2021 рр. підвищення питомої активності ^{90}Sr у воді ВО на 1 Бк/л призвело до підвищення потужності внутрішньої дози опромінення для «мирних» риб в середньому на 0,26, а для хижих риб — в середньому на 0,07 мкГр/год.

Припускається, що збільшення концентрації ^{90}Sr у воді досліджених водойм у результаті зниження рівня ВО ЧАЕС, з подальшим накопиченням водною біотою і зростанням потужності дози внутрішнього опромінення спричинили два основних чинника. Перший — різке порушення стану динамічної рівноваги при переході ^{90}Sr з донних відкладів у воду, яке з певними коливаннями зберігалось на одному рівні впродовж останніх двох десятиріч як у ВО, так і в оз. Азбучин. Тому зниження рівня води в обох водоймах, зменшення їхнього об'єму та інтенсивності фільтрації водних мас через огорожувальні дамби спричинили зростання концентрації радіонукліду у воді, який тривалий час у певному обсязі надходить з донних відкладів. Ймовірним другим чинником є надходження до во-

дойм мобільних біологічно-доступних форм ^{90}Sr з осушених територій. У випадку оз. Азбучин — це відносно значні площі водозбору з високою щільністю радіонуклідного забруднення. Вочевидь, це і пояснює значне зростання концентрації ^{90}Sr у воді озера порівняно з ВО ЧАЕС.

Науковим комітетом з дії атомної радіації ООН (UNSCEAR) та незалежною неурядовою організацією Міжнародною комісією з радіологічного захисту (ICRP) запропоновано як безпечний рівень радіаційного впливу на біоту використовувати значення потужності поглиненої дози в діапазоні 40—400 мкГр/год [16, 24, 25]. При цьому безпечним граничним рівнем для хребетних тварин прийнято значення дозового навантаження у 40 мкГр/год. Водночас у рамках проекту Європейської комісії «PROTECT» (Protection of the Environment from Ionising Radiation in a Regulatory Context) величину безпечного порога опромінення біоти оцінили методом аналізу «розподілу чутливості видів» (SSD — species sensitivity distribution) [9]. Застосування цього методу дозволило визначити нижню межу безпечного хронічного опромінення біоти (хребетні, рослини та безхребетні) на рівні 10 мкГр/год. Як скринінгову потужність поглиненої дози для хребетних тварин було рекомендовано величину 2 мкГр/год, яку призначено для первинної оцінки рівня безпеки біоти. Таким чином, якщо потужність поглиненої дози для референтних представників іхтіоценозу не перевищує скринінгового рівня, то радіаційна ситуація є завідомо безпечною і не вимагає подальшого розгляду.

Зареєстровані сучасні рівні загальної потужності поглиненої дози для всіх досліджених риб у ВО ЧАЕС та оз. Азбучин значно перевищують скринінгову дозу у 2 мкГр/год і майже для всіх видів з обох водойм перевищують рекомендований в рамках проекту «PROTECT» безпечний рівень у 10 мкГр/год. В останньому випадку єдиним виключенням була верховодка з ВО, для якої загальна потужність дози становила близько 6 мкГр/год. Безпечний граничний рівень дозового навантаження у 40 мкГр/год, рекомендований UNSCEAR та ICRP для хребетних тварин, значно перевищений для придонних видів риб та щуки з оз. Азбучин.

Висновки

Зниження рівня води у ВО ЧАЕС та оз. Азбучин упродовж 2015—2018 рр. призвело до порушення стану динамічної рівноваги (який зберігався принаймні впродовж двох десятиріч, аж до кінця 2014 р.) щодо переходу мобільних форм радіонуклідів (у першу чергу ^{90}Sr) з донних відкладів у воду та їхнього виносу за рахунок гідравлічного зв'язку та фільтрації крізь огорожувальні дамби до р. Прип'яті. Припускається, що зміни рівноважного стану через зменшення об'єму водних мас, з одного боку, а також надходження до водойм мобільних біологічно-доступних форм ^{90}Sr із донних відкладів, які опинились на осушених територіях, — з іншого, спричинили зростання об'ємної активності радіонукліду у воді досліджених водойм та підвищення його накопичення водною біотою.

Середньорічна об'ємна активність ^{90}Sr у воді північно-західної частини колишньої акваторії ВО ЧАЕС зросла впродовж 2015—2021 рр. майже

у 3 рази — з 1,6 до 4,3 Бк/л, а в оз. Азбучин — більш ніж у 14 разів — з 29 до 410 Бк/л. Динаміка об'ємної активності ^{137}Cs у воді досліджених водойм зберігала тенденцію поступового зниження, залишаючись у межах 1,1—1,4 Бк/л у ВО та 4,7—6,9 Бк/л в оз. Азбучин.

Величина загальної потужності поглиненої дози для риб ВО ЧАЕС від всіх джерел опромінення до зниження рівня води знаходилась у межах 5,9—18,9 (в середньому 11,7) мкГр/год. Найвищу дозу опромінення отримував придонний вид — карась сріблястий — за рахунок зовнішнього опромінення від радіонуклідів, депонованих у донних відкладах, а найменшу — вид, що мешкає переважно у поверхневому шарі водної товщі — верховодка. Оскільки переважаючу частину загального дозового навантаження складає зовнішнє опромінення, величина якого змінилась несуттєво, то у 2021 р. загальна потужність поглиненої дози для риб ВО становила 6,0—19,3 (в середньому 12,0) мкГр/год, що свідчить про її незначне зростання впродовж зниження рівня води.

В оз. Азбучин, внаслідок значного (у 14 разів) підвищення об'ємної активності ^{90}Sr у воді, а також заміщення літоральних і субліторальних зон водойми, які опинились на осушеній території, на ділянки донного ложа із значно вищими рівнями радіонуклідного забруднення, зростання загальної потужності поглиненої дози було суттєвішим і відбулося за рахунок підвищення як внутрішньої, так і зовнішньої дози опромінення. Так, якщо у 2014 р. дозове навантаження для досліджених видів риб від всіх джерел опромінення реєстрували в межах 15,7—89,6 (в середньому 51,0) мкГр/год, то у 2021 р. цей показник збільшився в середньому в 1,4 раза і становив 32,7—111,3 (в середньому 71,1) мкГр/год. Найвищі дози опромінення отримують придонні види — лин та карась сріблястий, а найменші — пелагічна верховка.

Серед зареєстрованих на даному етапі радіоекологічних наслідків зниження рівня води відмічене зростання рівнів зовнішнього опромінення у літоральних і субліторальних зонах оз. Азбучин, а також підвищення об'ємної активності ^{90}Sr у воді та його накопичення представниками іхтіофауни в обох досліджених водоймах. Останнє призвело у 2021 р. до суттєвого збільшення потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення: для риб ВО ЧАЕС — в середньому у 4,5 раза, а для риб оз. Азбучин — в середньому у 7,5 раза порівняно з періодом, який передував початку зниження рівня води наприкінці 2014 р. Серед досліджених нами видів риб у ВО найвищі показники зростання дози внутрішнього опромінення зареєстровано у карася сріблястого (7,3 раза) і краснопірки (6,8 раза), а найнижчі — у верховодки (1,4 раза). Для риб оз. Азбучин видом з найвищим показником зростання дозового навантаження була верховка (9,3 раза), а з найменшим — лин (3,4 раза).

Зареєстровані сучасні рівні загальної потужності поглиненої дози для всіх досліджених риб у ВО ЧАЕС та оз. Азбучин значно перевищують скринінгову дозу у 2 мкГр/год і майже для всіх видів з обох водойм перевищують безпечний рівень у 10 мкГр/год, рекомендований в рамках проекту Європейської комісії «PROTECT». Граничний рівень дозового

навантаження у 40 мкГр/год, рекомендований Науковим комітетом з дії атомної радіації ООН та Міжнародною комісією з радіологічного захисту для хребетних тварин, перевищений для карася сріблястого, лина та щуки з оз. Азбучин.

Список використаної літератури

1. 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.
2. Гудков Д.И., Каглян А.Е., Киреев С.И. и др. Основные дозообразующие радионуклиды в рыбе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Там же*. 2008. Т. 48, № 1. С. 48—58.
3. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Динаміка питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs в представниках іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження. *Ядерна фізика та енергетика*. 2021. Т. 22, № 1. С. 62—73.
4. Каглян А.Е., Гудков Д.И., Кленус В.Г. и др. Радионуклиды в аборигенных видах рыб Чернобыльской зоны отчуждения. *Там само*. 2012. Т. 13, № 3. С. 306—315.
5. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. Київ : Наук. думка, 2010. 262 с.
6. Мовчан Ю.В. Риби України. Київ, 2011. 420 с.
7. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Москва : Тов-во науч. изд. КМК, 2004. 416 с.
8. Зарубин О.Л., Зарубина Н.Е., Гудков Д.И. и др. Удельная активность ^{137}Cs у рыб Украины. Современное состояние. *Ядерна фізика та енергетика*. 2013. Т. 14, № 2. С. 177—182.
9. Andersson P., Garnier-Laplace J., Beresford N.A. et al. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values. *J. Environ. Radioactivity*. 2009. Vol. 100. P. 1100—1108.
10. Bugai D., Dubas V., Dyachenko T. et al. Environmental impact assessment of the drawdown of the Chernobyl NPP cooling pond as a basis for its decommissioning and remediation. Series: IAEA TECDOC, ISSN 1011-4289, № 1886. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2019. 175 p.
11. ERICA Assessment Tool 1.0. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (<http://www.ERICA-tool.com>).
12. Gudkov D.I., Kaglyan A.E., Nazarov A.B. et al. Dynamics of the content and distribution of the main dose forming radionuclides in fishes of the exclusion zone of the Chernobyl NPP. *Hydrobiol. J.* 2008. Vol. 44, N 5. P. 87—104.
13. Gudkov D.I., Nazarov A.B., Kaglyan A.E. et al. Change of radionuclide bioavailability in conditions of swamping territories within the Chernobyl accident Exclusion Zone. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44, N 5. P. 951—955.
14. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.A. et al. Aquatic plants and animals in the Chernobyl exclusion zone: effects of long-term radiation exposure on different levels of biological organization. Genetics, Evolution and Radiation / Ed. by V. Korogodina, C. Mothersill, S. Inge-Vechtormov, C. Seymour. Cham : Springer Intern. Publ. AG, 2016. P. 287—302.
15. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.L. et al. Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioactivity*. 2016. Vol. 151. P. 438—448.
16. International Commission on Radiological Protection (ICRP). Publication 108. Environmental Protection: The Concept and Use of Reference Animals and Plants / Annals of the ICRP. 2008. Vol. 38, N 4—6. 251 p.

17. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireev S.I. et al. Fish of the Chernobyl exclusion zone: modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 5. P. 81—99.
18. Kaglyan O.Ye., Gudkov D. I., Klenus V.G. et al. Strontium-90 in fish from the lakes of the Chernobyl Exclusion Zone. *Radioprotection.* 2009. Vol. 44, N 5. C. 945—949.
19. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Klenus V.G. et al. Radionuclides in fish of the Chernobyl exclusion zone: species-specificity, seasonality, size- and age-dependent features of accumulation. Third Inter. conf. on radiation and application in various fields of research: RAD Proceed. / Ed. Goran Ristic, Slovenska Plaza, Budva (Montenegro), June 8—12, 2015. Nis (Serbia): Rad Association, 2015. P. 249—252.
20. Kashparova O.V., Teien H.-C., Levchuk S.E. et al. Dynamic of ^{137}Cs uptake from water to Prussian carp (*Carassius gibelio*). *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2020. Vol. 21, N 1. P. 64—74.
21. Kryshchuk I.I., Sazykina T.G. Assessment of radiation doses to aquatic organism's in the Chernobyl contaminated area. *J. Environ. Radioactivity.* 1995. Vol. 28, N 1. P. 91.
22. Lerebours A., Gudkov D., Nagorskaya L. et al. Impact of environmental radiation on the health and reproductive status of fish from Chernobyl. *Environ. Science & Technol.* 2018. Vol. 52, N 16. P. 9442—9450.
23. Pavlenko P.M., Kashparova O.V., Levchuk S.Ye. et al. Effect of additional «clean» feeding on ^{90}Sr and ^{137}Cs content in Prussian carp (*Carassius gibelio*) in the Chernobyl exclusion zone. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2021. Vol. 22, N 3. P. 272—283.
24. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 1996 Report to the General Assembly with Scientific Annex. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Annex: Effects of radiation on the environment. — New York: United Nations, 1996. 86 p.
25. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II, Scientific Annex E: Effect of ionizing radiation on non-human biota. New York: United Nations, 2011. 164 p.
26. Zarubin O.L., Kostyuk V.A., Zalisskiy A.A. et al. Dynamics of ^{137}Cs distribution over the organs and tissues of fishes of various ecological groups in the cooling pond of the Chernobyl nuclear power station. *Hydrobiol. J.* 2012. Vol. 48, N 3. P. 99—105.
27. Zarubin O.L., Laktionov V.A., Moshna B.O. et al. Technogenic radionuclides in freshwater fishes of Ukraine after the accident at the Chernobyl nuclear power plant. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2011. Vol. 12, N 2. P. 192—197.
28. Zarubin O.L., Zarubina N.Ye., Zalisskiy A.A. et al. Dynamics of ^{137}Cs specific activity in fishes differing in the type of their nutrition in the cooling pond of the Chernobyl NPS (1986-2013). *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 3. P. 95—106.

Надійшла 12.09.2022

O.Ye. Kaglyan, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: alex_kt983@ukr.net

D.I. Gudkov, Dr. Sc. (Biol.), Prof., NAS Corresp. member, Head of Dept.,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

V.V. Belyaev, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: belyaev-vv@ukr.net

S.I. Kireev, General Director,
State Specialized Enterprise «Ecocentre»
Shkil'na str. 6, Chornobyl, 07270, Ukraine
e-mail: kireev@ecocentre.kiev.ua

L.P. Yurchuk, Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ludayurchuk1@gmail.com

V.V. Drozdov, Engineer,
State Specialized Enterprise «Ecocentre»
Shkil'na str. 6, Chornobyl, 07270, Ukraine
e-mail: doktorvlad.chernobyl@gmail.com

N.A. Pomortseva, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: natapomorceva@gmail.com

S.P. Pryshlyak, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ceregasp@gmail.com

O.O. Gupalo, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: cloudy@ukr.net

I.I. Abram'yuk, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: abramyk@yahoo.com

M.O. Men'kovskaya, Engineer,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: menkovskaya@gmail.com

CHANGES IN THE INTENSITY OF RADIATION EXPOSURE OF FISH IN THE CHORNOBYL NPP COOLING POND AND AZBUCHYN LAKE AFTER THE WATER LEVEL DECREASED

During 2014—2021, changes in the absorbed dose rate of external and internal radiation were assessed for representatives of the ichthyofauna of the Chornobyl NPP cooling pond (CP) and Azbuchyn Lake after the termination of water supply to the CP at the end of 2014. The change in the hydrological regime led to decrease in the water level in the CP by 6.5—7.0 m, and in the nearby Azbuchyn Lake — by 2.5—3.0 m, as well as to an increase in the concentration of ^{90}Sr in water and aquatic biota. It was established that the dose rates to fish from incorporated ^{90}Sr in 2021 increased in the CP on average in 4,5 times and in Azbuchyn Lake on 7,5 times compared to the period preceding the lowering of the water level. The external radiation dose rate to fish in the CP did not change significantly, but in Azbuchyn Lake grew as a result of the replacement of the littoral and sublittoral zones of the water body, which ended up in the drained territory, with areas of the bottom bed with significantly higher levels of radioactive contamination.

Key-words: Chornobyl exclusion zone, Chornobyl NPP cooling pond, Azbuchyn Lake, fish, radiation dose rate, ^{90}Sr , ^{137}Cs .