

Д. ГУДКОВ, М. КУЗЬМЕНКО, С. КІРЄЄВ,  
О. НАЗАРОВ, Н. ШЕВЦОВА, О. ДЗЮБЕНКО, О. КАГЛЯН

## РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС

*Уже досить давно надзвичайно актуальною стала проблема збереження для прийдешніх поколінь одного з найдорожчих природних багатств – чистої води. За власними запасами води, доступними для споживання, Україна, на жаль, перебуває серед найменш забезпечених цим природним ресурсом країн Європи. Особливе занепокоєння суспільства викликає сьогодні водно-екологічна ситуація в зоні відчуження Чорнобильської АЕС, адже з її території, разом із поверхневим стоком і ґрунтовими водами, у річкові системи та водосховища виносяться небезпечні для всього живого радіонукліди.*

*Для запобігання цим негативним явищам у зоні відчуження проводять постійний моніторинг міграції радіонуклідів із водними потоками і вивчають вплив різних рівнів іонізуючого випромінювання на живі організми, які населяють водні екосистеми.*

*У статті, за матеріалами багаторічних досліджень, розглядаємо динаміку радіонуклідного забруднення водних екосистем і дозових навантажень на гідробіонтів зони відчуження, цитогенетичні та гематологічні ефекти дії хронічного іонізуючого випромінювання на водні організми, а також ураження вищих водних рослин грибами-паразитами та галоутворювальними безхребетними.*

Сучасний рівень і склад радіонуклідного забруднення водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС (далі зона відчуження) зумовлені насамперед кількістю радіоактивних речовин, що потрапили в навколишнє середовище в перші тижні після аварії у квітні 1986 р., інтен-

сивністю їх подальшого довготривалого надходження з території водозбору і гідродинамічними процесами транспортування радіонуклідів за межі водойм. Істотне значення при цьому має трансформація в ґрунтах водозбірних територій і донних відкладах водойм фізико-хімічних форм радіонук-

© ГУДКОВ Дмитро Ігорович. Доктор біологічних наук. Завідувач відділу прісноводної радіоекології Інституту гідробіології НАН України.

КУЗЬМЕНКО Михайло Ілліч. Доктор біологічних наук, професор. Провідний науковий співробітник відділу прісноводної радіоекології цього інституту.

КІРЄЄВ Сергій Іванович. Начальник Центру радіоекологічного моніторингу зони відчуження, заступник директора Державного спеціалізованого науково-виробничого підприємства «Екоцентр» МНС України.

НАЗАРОВ Олександр Борисович. Провідний інженер Центру радіоекологічного моніторингу зони відчуження в Державному спеціалізованому науково-виробничому підприємстві «Екоцентр» МНС України.

ШЕВЦОВА Наталя Леонідівна. Кандидат біологічних наук. Старший науковий співробітник відділу прісноводної радіоекології Інституту гідробіології НАН України.

ДЗЮБЕНКО Олена Володимирівна. Аспірантка відділу прісноводної радіоекології цього інституту.

КАГЛЯН Олександр Євгенійович. Кандидат біологічних наук. Старший науковий співробітник відділу прісноводної радіоекології цього інституту (Київ). 2008.

лідів, їхня участь у біогеохімічному кругообігу, а також подальша міграція з водними потоками.

Протягом останнього десятиліття в ґрунтах і донних відкладах водойм забруднених територій зони відчуження відзначено тенденцію до збільшення виходу рухливих форм радіонуклідів [7, 8, 10], які з поверхневим стоком надходять у гідрологічну мережу або локалізуються в безстічних замкнених водних системах, де швидко включаються в біотичний кругообіг. Хоча минуло 22 роки, відколи сталася наймасштабніша в історії атомної енергетики аварія, забруднені території залишаються відкритим джерелом поширення радіонуклідів, які з поверхневими і ґрунтовими водами надходять до річкових систем і виходять за межі зони відчуження, потрапляючи в Дніпро та його водосховища. Безперечно, однією з важливих і все ще недостатньо вивчених проблем водних екосистем зони відчуження залишається дослідження хронічного впливу іонізуючого випромінювання на представників біоти.

**Результати досліджень та їх обговорення.** Комплексні радіоекологічні дослідження, які виконує Інститут гідробіології НАН України разом із ДСНВП «Екоцентр» МНС України після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС), дозволили з'ясувати, що в останнє десятиліття в зоні відчуження спостерігаємо істотні зміни фізико-хімічних форм і динаміки радіонуклідного забруднення в різних ландшафтах, збільшення мобільності радіонуклідів та їхньої біологічної доступності, а також пов'язаний із цим перерозподіл у компонентах водних екосистем [4, 5, 9, 12].

Найнижчою питомою активністю радіонуклідів характеризуються компоненти річкових екосистем, донні відклади яких зазнали природного самоочищення (особливо під час паводків та весняних повеней) і за роки, що минули з часу аварії, перестали

відігравати істотну роль вторинного джерела забруднення водойм. Сьогодні радіонукліди надходять у річки здебільшого внаслідок їх змиву з водозбірних територій, притоку з більш забруднених водних об'єктів, а також із ґрунтовими водами. Разом із тим замкнені водойми й, особливо, озера ближньої (10-кілометрової) зони відчуження мають значно вищі рівні радіоактивного забруднення, зумовлені обмеженістю водообміну і порівняно високим вмістом радіонуклідів, що накопичені в донних відкладах. Тому в більшості непроточних водойм уміст радіонуклідів у воді залежить переважно від інтенсивності обміну їхніх мобільних форм між донними відкладами і водною масою, а також від зовнішнього змиву з території водозбору. У зв'язку з цим найбільше значення мають заплавні ландшафти р. Прип'яті, які внаслідок аварії на ЧАЕС зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення і є одним із найвпливовіших джерел надходження радіоактивних речовин із поверхневим стоком у річкові системи зони відчуження, що належать до басейну Дніпра.

На прикладі озер лівобережної (Красненської) заплави р. Прип'яті, яка є однією з найбільш забруднених радіонуклідами територій зони відчуження, показано, що переважна кількість радіонуклідів у озерних екосистемах накопичена в донних відкладах:  $^{90}\text{Sr}$  — 89–95 %,  $^{137}\text{Cs}$  — 99 %, трансуранових елементів (ТУЕ)  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  — майже 100 % від загальної кількості радіонуклідів у екосистемі. Підвищена міграційна активність  $^{90}\text{Sr}$  зумовлює його вищий вміст у водній компоненті (4–10 %) порівняно із  $^{137}\text{Cs}$  (0,5–0,6 %) і ТУЕ (0,03–0,04 %) і, навпаки, менший — у сестоні (0,15–0,16 %) порівняно з  $^{137}\text{Cs}$  (0,25–0,30 %). Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у біотичній компоненті становить 0,25–0,61 %,  $^{137}\text{Cs}$  — 0,14–0,47 %, ТУЕ — 0,07–0,16 % від їхнього загального вмісту в екосистемі (табл. 1).

Озеро Глибоке характеризується більш високим вмістом досліджених радіонуклідів у біотичній компоненті і  $^{90}\text{Sr}$  — у водній. Такий розподіл  $^{90}\text{Sr}$  в екосистемах озер пов'язаний насамперед із високою біомасою вищих водних рослин, якими інтенсивно заростає оз. Глибоке. Відомо, що в міру того як збільшуються та ущільнюються зарості макрофітів, погіршується кисневий режим, нагромаджується значна кількість органічних речовин і біогенних елементів, знижується рН водного середовища. При зменшенні рН підсилюється десорбція радіонуклідів, насамперед  $^{90}\text{Sr}$ , та перехід їх у розчинний стан. Про це свідчать більш низькі середні значення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$ , а також її співвідношення у воді і донних відкладах щодо  $^{137}\text{Cs}$  в оз. Глибокому порівняно з оз. Далеким-1.

Основні радіоекологічні проблеми території Красненської заплави пов'язані з будівництвом комплексу протиповеневих дамб, які перешкоджають залповому (при високих рівнях води) вимиванню радіоактивних речовин із ґрунтів та їх надходженню в річкові системи. Проте одночасно ці споруди впливають на зміну гідрологічного режиму, підсилюють процеси перезволоження та заболочування територій, де збудова-

но дамби. Відповідно, на тлі загальної тенденції збільшення мобільних форм  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтах водозбірних територій і донних відкладах водойм зони відчуження, в заболочених ґрунтах Красненської заплави підвищується кількість фульво- і гумінових кислот, що зумовлює зменшення рН водного середовища, підсилення десорбції радіонуклідів та їхній перехід у розчинний стан, насамперед  $^{90}\text{Sr}$ , який утворює з фульвокислотами розчинні комплекси. При цьому спостерігаємо збільшення концентрації його мобільних форм та включення їх у біотичний кругообіг водних екосистем. Про це свідчить підвищення протягом останніх років питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у воді озер Красненської заплави на тлі її стабілізації для  $^{137}\text{Cs}$ . Крім того, якщо динаміка вмісту основних радіонуклідів у тканинах вищих водних рослин річкових екосистем зони відчуження за період 1990–2007 рр. характеризувалася зниженням питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 1а), то в замкнених водоймах Красненської заплави лівобережжя р. Прип'яті за період 1993–2007 рр. вищі водні рослини, що належать до різних екологічних груп, з кінця 1990-х років виявляють виражену тенденцію до збільшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у тканинах (рис. 1б). У серед-

Таблиця 1. Вміст радіонуклідів у основних компонентах озерних екосистем Красненської заплави р. Прип'яті в зоні відчуження [2]

Об'єкт	$^{90}\text{Sr}$		$^{137}\text{Cs}$		$^{238+239+240}\text{Pu}$ і $^{241}\text{Am}$	
	МБк	%	МБк	%	МБк	%
<i>оз. Далеке-1</i>						
Вода	1650	4,25	236	0,45	0,27	0,03
Донні відклади	37000	95,35	51800	99,11	1100	99,90
Сестон	58	0,15	155	0,30	×	×
Біота	96	0,25	73	0,14	0,81	0,07
<i>оз. Глибоке</i>						
Вода	50900	10,21	6200	0,64	10	0,04
Донні відклади	444000	89,02	962000	98,64	25900	99,80
Сестон	800	0,16	2471	0,25	×	×
Біота	3035	0,61	4598	0,47	42	0,16

Примітка: × – вимірювання не проводили.

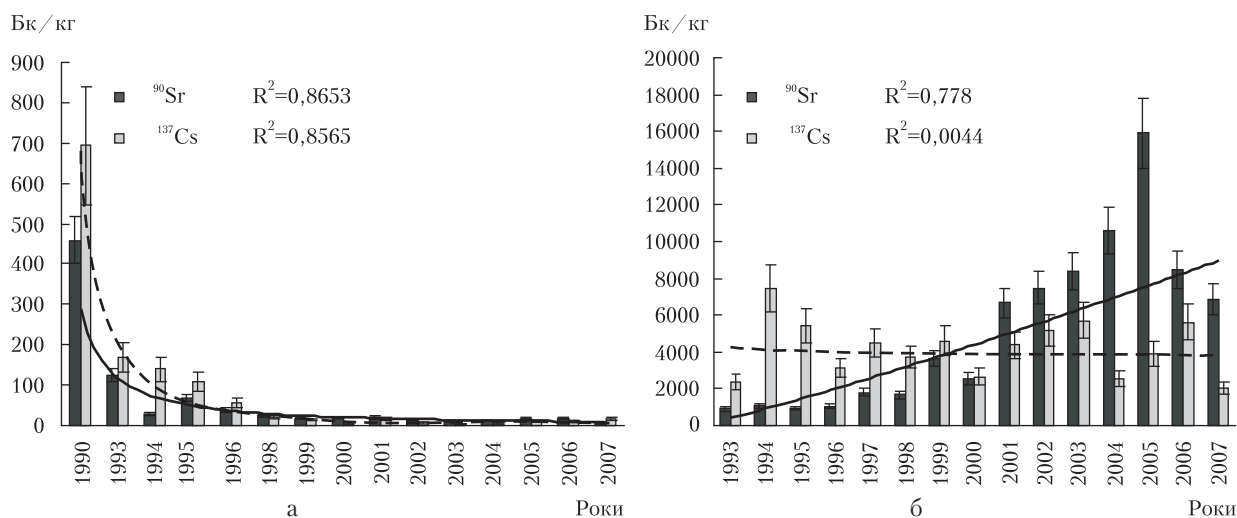


Рис. 1. Динаміка вмісту радіонуклідів у вищих водних рослин зони відчуження: а – рогіз вузьколистий (р. Прип'ять); б – водяний різак алоєподібний (оз. Глибоке).

ині 1990-х років питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у тканинах вищих водних рослин озер Красненської заплави значно перевищувала таку для  $^{90}\text{Sr}$ , тоді як наприкінці минулого десятиліття ці величини були порівнянними, а зараз питома активність  $^{90}\text{Sr}$  істотно перевищує цей показник для  $^{137}\text{Cs}$ .

В озерах Красненської заплави р. Прип'яті протягом 1999–2007 рр. зареєстровано закономірне збільшення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у тканинах риб. Так, наприклад, в оз. Глибокому при відносно стабільному вмісті  $^{137}\text{Cs}$  у тканинах риб із кінця 1990-х років спостерігаємо стійку тенденцію збільшення активності  $^{90}\text{Sr}$  як у «мирних», так і в хижих видів. При цьому якщо в 1999 р. відношення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  до  $^{137}\text{Cs}$  в організмі «мирних» риб становило 0,2, то у 2000 р. воно зросло до 0,6, у 2001 р. – до 2 перевищивши вміст  $^{90}\text{Sr}$ , а у 2006 р. досягло значення 5,6. У зв'язку з ефектом трофічних рівнів збільшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в організмі хижих видів відбувалося не так швидко, незначно перевищивши загальний вміст  $^{137}\text{Cs}$  лише у 2005 р. (рис. 2).

Загалом питому активність  $^{90}\text{Sr}$  у рибі замкнених водойм зони відчуження реє-

стрували в діапазоні 660–139500 Бк/кг із найбільшими значеннями в оз. Азбучин ( $^{137}\text{Cs}$  – 810–27000 Бк/кг), з найбільшими значеннями – в оз. Далекому-1. У річкових екосистемах і Київському водосховищі на ділянці, що прилягає до зони відчуження, вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  був відповідно в діапазоні 1–99 і 3–530 Бк/кг із максимальними середніми показниками для обох радіонуклідів у тканинах риб р. Прип'яті. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у тканинах риб водойми-охолоджувача реєстрували в діапазоні 27–680, а  $^{137}\text{Cs}$  – 930–10500 Бк/кг. Найбільші значення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в усіх водоймах зареєстровано для хижих видів риб. Середні значення питомої активності  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  і  $^{241}\text{Am}$  у тканинах риб оз. Глибокого були відповідно 0,4, 0,8 і 6,2 Бк/кг.

Зараз питома активність  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у тканинах риб досліджених заплавних озер і Янівського затону з урахуванням загального вмісту радіонуклідів у організмі риб у всіх випадках багаторазово перевищує санітарно-гігієнічні допустимі рівні (ДР) відповідно до прийнятих в Україні нормативів для рибної продукції [6]. Зареєстровані максимальні значення перевищили ДР: для

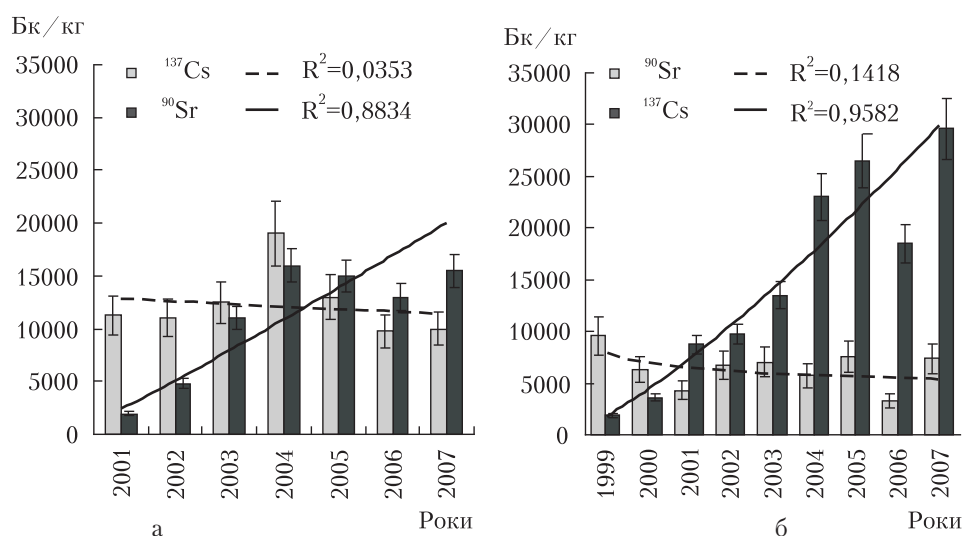


Рис. 2. Динаміка вмісту радіонуклідів у хижих (а) та «мирних» видів риб (б) оз. Глибокого.

$^{90}\text{Sr}$  — майже в 3990 разів у оз. Азбучин, для  $^{137}\text{Cs}$  — у 180 разів у оз. Далекому-1. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у тканинах риб водойми-охолоджувача ЧАЕС майже в усіх виловлених особин перевищував ДР у середньому в 6 разів, зареєстроване максимальне значення — в 20 разів. Вміст  $^{137}\text{Cs}$  в усіх випадках також значно перевищував ДР у середньому в 26 разів із максимальним показником у 70 разів. У тканинах риб р. Прип'яті, незважаючи на те що середні значення вмісту радіонуклідів не перевищували ДР, випадки неістотного перевищення концентрації  $^{137}\text{Cs}$  становили майже 20 % від загальної кількості виловлених особин. Насамперед це стосувалося хижих видів. У р. Уж перевищення ДР  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риб за період досліджень відзначено в одиничних випадках. У тканинах риб Київського водосховища лише один раз було зареєстровано незначне перевищення ДР вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у м'язових тканинах сома звичайного.

Наведена динаміка вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у тканинах гідробіонтів істотно відбивається на дозових навантаженнях, яких зазнають вищі водні рослини, риби та інші гідробіонти внаслідок дії інкорпорованих радіонуклідів. Якщо в проточних водних об'єктах

зниження вмісту радіонуклідів визначає відповідно і зниження дозових навантажень для водних організмів, то в озерах лівобережної заплави р. Прип'яті при досить стабільній внутрішній потужності поглиненої дози, зумовленої  $^{137}\text{Cs}$  у період 1993–2007 рр. (приблизно 0,2 мкГр/год.), для деяких видів водних організмів більш ніж у 20 разів зросло дозове навантаження, зумовлене вмістом  $^{90}\text{Sr}$  порівняно з початком 1990-х років. При цьому загальна внутрішня доза опромінення рослин збільшилася в 6 разів (рис. 3а).

Потужність поглиненої дози, зумовлена інкорпорацією  $^{90}\text{Sr}$ , у 2007 р. зросла для «мирних» видів риб майже в 15 разів порівняно з 1999 р. Загальна доза від інкорпорованих радіонуклідів також зросла більш ніж у 6 разів (рис. 3б). Таке зростання дозових навантажень на гідробіонтів унаслідок дії інкорпорованих радіонуклідів свідчить про істотне погіршення радіаційної ситуації на території Красненської заплави для водної біоти, зокрема для риб та вищих водних рослин.

Аналіз середніх показників потужності поглиненої дози від інкорпорованих радіонуклідів свідчить, що нині для риб замкнених водойм зони відчуження на частку  $^{90}\text{Sr}$

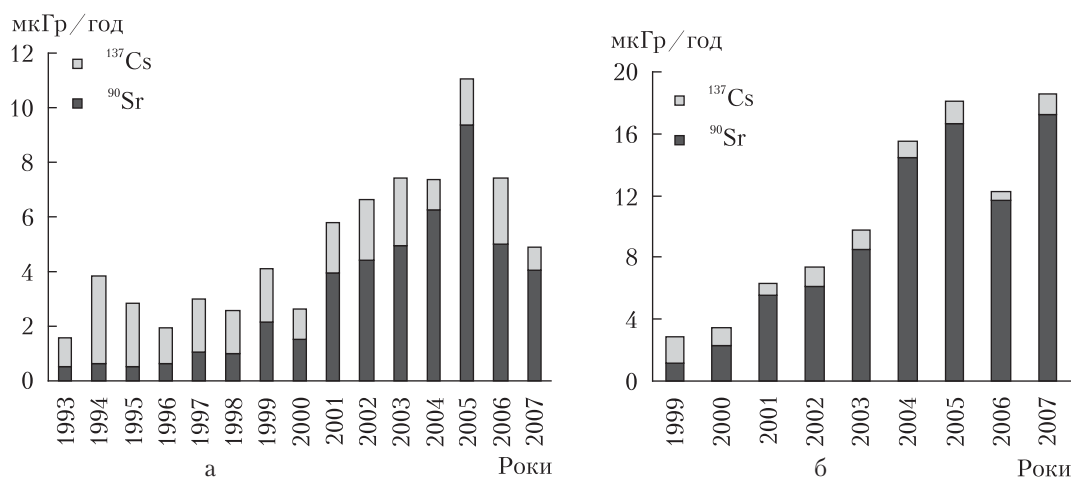


Рис. 3. Динаміка потужності поглиненої дози від інкорпорованих радіонуклідів для вищих водних рослин (а) та «мирних» видів риби (б) оз. Глибокого.

припадає більше ніж 90 % внутрішньої дози опромінення. Максимальне значення цього показника характерне для риби оз. Азбучин, для яких доза опромінення від внутрішніх джерел становить у середньому 17 мкГр/год., а внесок  $^{90}\text{Sr}$  у потужність поглиненої дози завдяки високому вмісту цього радіонукліда у воді й особливостям гідрохімічного режиму перевищує 95 %. У Янівському затоні при загальному порівняно невисокому вмісті радіонуклідів у воді потужність внутрішньої дози опромінення риби становить приблизно 3,5 мкГр/год. із часткою  $^{90}\text{Sr}$  більше ніж 90 %. В оз. Глибокому  $^{90}\text{Sr}$  формує близько 90 % дозового навантаження від інкорпорованих радіонуклідів при загальній дозі внутрішнього опромінення риби майже 15 мкГр/год.

У річкових екосистемах зони відчуження, а також у верхів'ях Київського водосховища внесок  $^{90}\text{Sr}$  у внутрішню дозу опромінення риби становив від 60 % у р. Прип'яті до 35–40 % у Київському водосховищі та в р. Уж. Середня потужність поглиненої дози від інкорпорованих радіонуклідів була найменшою для риби Київського водосховища — 0,01 мкГр/год., у р. Уж вона становила 0,02 мкГр/год., а в р. Прип'яті —

приблизно 0,05 мкГр/год. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у внутрішній дозі опромінення риби водойми-охолоджувача (до 30 %) при потужності поглиненої дози до 0,8 мкГр/год. був найменшим. Дозове навантаження на рибу оз. Глибокого, зумовлене інкорпорацією трансуранових елементів, для  $^{238}\text{Pu}$  становило 0,001, для  $^{239+240}\text{Pu}$  0,002 і для  $^{241}\text{Am}$  — 0,020 мкГр/год. Таким чином, загальний вміст трансуранових елементів у внутрішній дозі опромінення риби становить приблизно 0,16 %.

З перших днів після аварії на ЧАЕС і до сьогодні однією з головних була і залишається проблема оцінювання порушень у біосистемах унаслідок інтенсивного радіонуклідного забруднення, яке в зоні відчуження згодом набуло хронічного характеру. За 22 роки науковці різних установ і країн провели багато досліджень, спрямованих на вивчення медико-біологічних наслідків аварії. Цілком зрозуміло, що основним об'єктом зазначених досліджень була людина. При цьому відбувся істотний розвиток і вдосконалення методів оцінювання доз опромінення осіб, що зазнали радіаційного впливу. Значно меншу увагу радіобіологи і радіоекологи приділяли представникам тваринного і рослинного світу, зокрема водним ор-

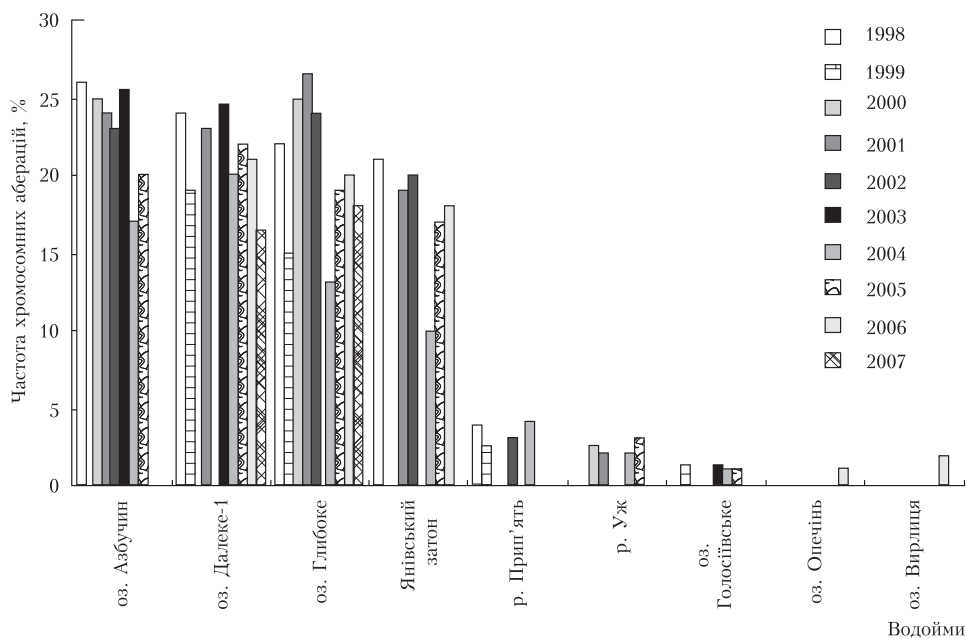


Рис. 4. Середня частота хромосомних аберацій в ембріонів ставковика звичайного у водоймах зони відчуження та в умовно «чистих» водоймах м. Києва протягом 1998–2007 рр.

ганізм, переважно менш радіочутливим. Гідробіонти зони відчуження, що живуть у різноманітних умовах формування дозових навантажень, як і раніше залишаються недостатньо вивченим, з цього погляду, об'єктом. У всякому разі нечисленні дослідження, проведені в цьому напрямі, у своїй більшості не підкріплені даними дозиметрії, що ускладнює науково обґрунтоване зіставлення спостережуваних ефектів із величиною потужності поглиненої дози.

Власні дослідження цитогенетичних порушень в ембріональних клітинах прісноводного молюска ставковика звичайного (*Lymnaea stagnalis* L.) водойм зони відчуження (озера Азбучин, Далекі-1, Глибоке та Янівський затон) свідчать про підвищений рівень аберацій хромосом у цих молюсків порівняно з молюсками умовно «чистих» водойм (озера Голосіївське, Опечінь та Вирлиця у м. Києві). За період досліджень найбільша частота хромосомних аберацій зареєстрована для безхребетних з оз. Глибокого, у клітинах яких значення цього показника у 2001 р. сягало 27 %, що більш ніж

у 10 разів перевищує рівень спонтанного мутагенезу для водних організмів. Середні значення частоти аберацій для молюсків із найбільш забруднених озер зони відчуження становили приблизно 23, 21, 20 та 18 % відповідно для озер Азбучин, Далекі-1, Глибокого та Янівського затоку. Ембріони молюсків у річках Уж і Прип'ять характеризувалися порівняно невисоким середнім рівнем абераційних клітин, який становив відповідно 2,5 і 3,5 %. Для молюсків умовно «чистих» озер цей показник становив у середньому 1,5 % із максимальними значеннями близько 2,5 % (рис. 4). Зауважимо, що протягом терміну досліджень помічено тенденцію незначного зниження кількості абераційних клітин в ембріональних тканинах молюсків зони відчуження.

Частота аберацій хромосом у клітинах меристематичних тканин коренів очерету звичайного і стрілолиста стрілолистого з найбільш забруднених озер зони відчуження становила приблизно 7–17 %. У рослинах річок Уж і Прип'ять цей показник дорівнював у середньому 3,5–5,0 %, а в умовно «чистих» водоймах м. Києва становив 1,5–2,5 %.

но «чистому» оз. Голосіївському не перевищував 2,6 % і становив у середньому 1,9 % (рис. 5).

Зареєстровано позитивну кореляцію між частотою хромосомних аберацій і потужністю поглиненої дози опромінення очерету звичайного у водоймах зони відчуження. Дозова залежність кількості абераційних клітин у меристематичних тканинах рослин найбільше відповідає ступеневій функції (рис. 6).

Порівняльний аналіз складу формених елементів гемолімфи ставковика звичайного свідчить, що в молюсків із водойм зони відчуження (озера Глибоке, Далеке-1, Азбучин та Янівський затон) відсоток мертвих агранулоцитів сягає 43,8 %, а кількість фагоцитів – 45,0%. Аналогічні показники в молюсків із умовно «чистих» водойм (озера Вирлиця, Підбірна та р. Альта) становили відповідно 5,3 та 4,2 %. Навпаки, кількість молодих амебоцитів у молюсків зони відчуження була невисокою – близько 20 %, а в молюсків умовно «чистих» водойм сягала 89,6 %. Загалом склад формених елементів мантійної рідини досліджуваних ставковиків свідчить про істотне ушкодження гемолімфи молюсків із найбільш забруднених озер зони відчуження (рис. 7).

У водоймах із підвищеним рівнем радіонуклідного забруднення (озерах Красненської заплави р. Прип'яті) спостерігаємо високий ступінь ураження очерету звичайного галоутворювальними членистоногими, зокрема кліщами *Steneotarsonemus phragmitidis*, яких уперше зареєстрували на території України саме в зоні відчуження [2]. На наш погляд, масштаби і швидкість поширення цього явища у водоймах зони відчуження заслуговують на особливу увагу. Оскільки очерет звичайний є майже космополітом, то цілком логічно прогнозувати широке розселення кліщів у інших водоймах, на які так багатий регіон Полісся. Про це свідчить і той факт, що коли у 2000

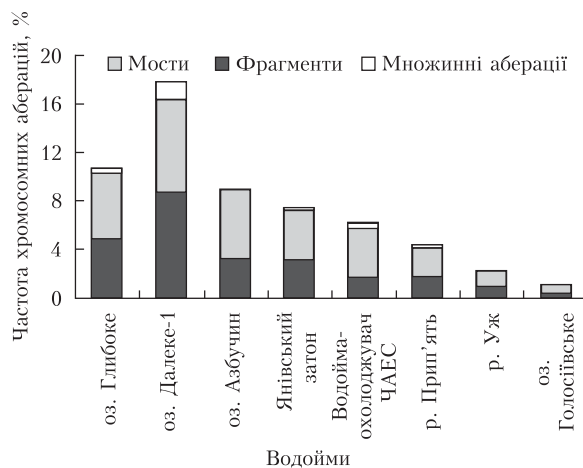


Рис. 5. Середня частота і основні типи хромосомних аберацій у корневих меристемах очерету звичайного у водоймах зони відчуження у 2007 р.

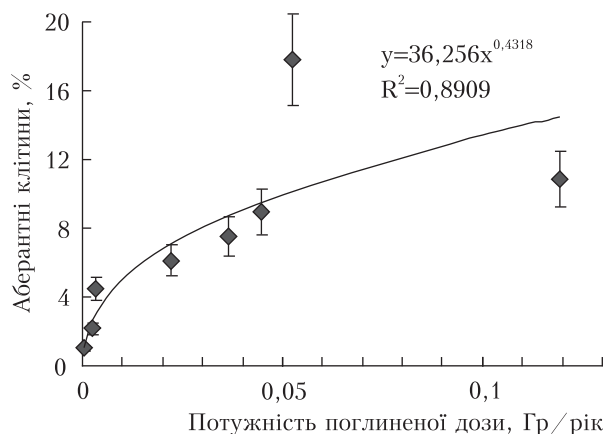


Рис. 6. Залежність кількості абераційних клітин у меристематичних тканинах очерету звичайного у водоймах зони відчуження від потужності поглиненої дози.

і 2001 рр. гали реєстрували тільки в одній із семи полігонних водойм – оз. Далекому-1 (рис. 8), то протягом 2002–2005 рр. уражені особини очерету траплялися в усіх інших досліджуваних водних об'єктах зони відчуження: оз. Глибокому, оз. Азбучин, Янівському затоні, водоймі-охолоджувачі ЧАЕС, річках Уж (біля с. Черевач) і Прип'ять (біля м. Чорнобиля). При цьому якщо у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС траплялися поодинокі особини, а на досліджуваних ділянках річок Уж і Прип'ять частка уражених рослин була невисокою, то в



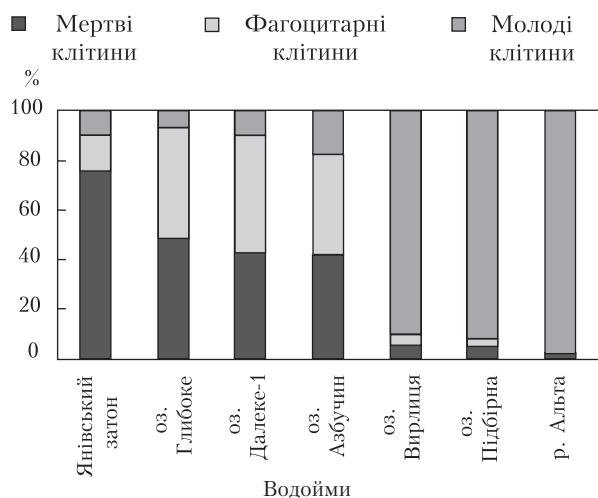


Рис. 7. Склад формених елементів мантійної рідини ставковика звичайного у водоймах зони відчуження та в умовно «чистих» водоймах у 2007 р.

Янівському затоні та оз. Азбучин описуване явище швидко набуло поширення, і у 2005 р. частка рослин, уражених кліщем, становила відповідно 74 % і 32 %.

Найвищий відсоток уражених рослин спостерігаємо в оз. Далекому-1 (майже 100 %), що розташоване на території ділянки Красненської заплави, де збудовано дамбові огороження. Для цієї території характерна максимальна щільність радіонуклідного забруднення в зоні відчуження. Пито-

ма активність радіонуклідів у тканинах очерету (при природній вологості) у досліджуваний період сягала майже 10000 Бк/кг для  $^{137}\text{Cs}$  і 2000 Бк/кг для  $^{90}\text{Sr}$  [3]. При цьому потужність поглиненої дози, зумовленої зовнішнім гамма-випромінюванням і радіонуклідами, які інкорпоровані в тканинах рослин, дорівнювала 3,4 Гр/рік [11]. Як показали цитогенетичні дослідження очерету, частота хромосомних аберацій у клітинах меристематичних тканин в оз. Далекому-1 сягає 17 % і є максимальною серед досліджених водойм зони відчуження.

У водоймах зони відчуження слід відзначити також високий ступінь ураження очерету звичайного грибами-паразитами *Claviceps purpurea* (ріжками). Особливо високий відсоток склероціїв ріжків у волотях очерету спостерігали в озерах ділянки Красненської заплави, де збудовано дамби, з найбільшими рівнями радіонуклідного забруднення – Глибокому і Далекому-1 (рис. 9). Таке істотне ураження волотей очерету грибами-паразитами в озерах Красненської заплави р. Прип'яті спостерігаємо на тлі найнижчих загальних показників насінневої продуктивності рослин у водоймах зони відчуження.



а



б

Рис. 8. Очерет звичайний в оз. Далекому-1, уражений кліщем *Steneotarsonemus phragmitidis*: а – уражена куртина, що не утворила волотей наприкінці вегетації; б – загальний вид галів на уражених рослинах (2007 р.).

Отже територія Чорнобильської зони відчуження залишається відкритим джерелом радіонуклідного забруднення зі складною структурою розподілу і динамікою трансформації фізико-хімічних форм, що впливають на міграцію і концентрування радіонуклідів компонентами водних екосистем. При цьому основні проблеми радіаційної безпеки зони відчуження пов'язані насамперед зі зливом радіоактивних речовин із поверхневим стоком у річкові системи, винесенням їх за межі зони відчуження й участю у формуванні якості води Дніпра та його водосховищ. Особливого значення також набули проблеми хронічного впливу різних рівнів іонізуючого випромінювання на живі організми зони відчуження, зокрема на представників водних екосистем.

Будівництво комплексу протиповеневиx дамб і деградація наявних меліоративних систем на ділянці лівобережної заплави р. Прип'яті спричинили зміну гідрологічного режиму, підсилили процеси перезволоження і заболочування територій, де збудовано дамбові огороження. Відповідно на тлі загальних тенденцій збільшення мобільних форм  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтах водозбірних територій і донних відкладах водойм зони відчуження поступово підвищується питома активність цього радіонукліда у воді озер, розташованих на території, огороженої гідротехнічними спорудами, а також інтенсивність його концентрування вищими водними рослинами та рибами. Для деяких видів уміст  $^{90}\text{Sr}$  порівняно з початком 1990-х років зріс більш як на порядок і значно перевищив уміст  $^{137}\text{Cs}$ . Перезволоження і заболочування забруднених радіонуклідами територій призводить до прискорення процесів мобілізації раніше фіксованих ґрунтовими частками радіоактивних речовин і формування своєрідних «депо» рухливих форм, передусім  $^{90}\text{Sr}$ , що в багатоводні періоди можуть бути джерелом

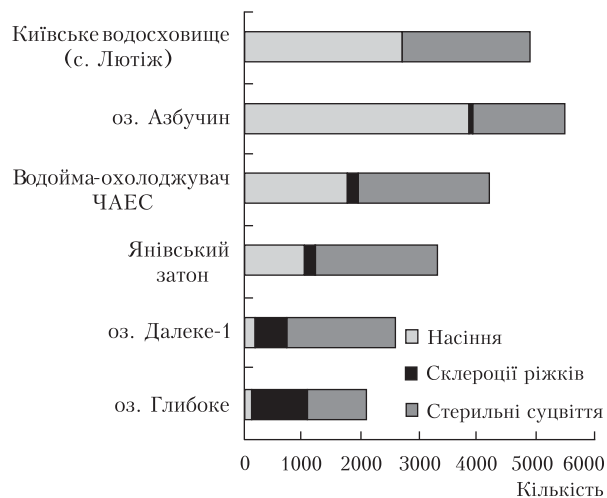


Рис. 9. Середні показники насінневої продуктивності та ураження грибами-паразитами *Claviceps purpurea* волотей очерету звичайного у водоймах зони відчуження та Київського водосховища.

збільшення винесення цього радіонукліда в р. Прип'ять і далі за межі зони відчуження.

Потужність поглиненої дози для гідробіонтів літоральної зони досліджуваних водних об'єктів протягом 1997–2007 рр. реєстрували в діапазоні  $1,8 \cdot 10^{-3}$  –  $3,4$  Гр/рік. Максимальні рівні відзначено для озер ділянки лівобережної заплави р. Прип'яті (Глибоке і Далеке-1), де збудовано дамби, мінімальні – для проточних водних об'єктів (річки Уж і Прип'ять). Співвідношення доз, зумовлених зовнішнім і внутрішнім опроміненням гідробіонтів у різних водоймах, істотно варіює і залежить від умісту гамма-випромінювальних радіонуклідів у донних відкладах літоральної зони і ґрунтах, що прилягають до берегової лінії. За високого рівня забруднення цих ґрунтів близько 95 % дози може формуватися на основі зовнішніх джерел і лише 5 % – на основі радіонуклідів, інкорпорованих у тканинах. Потужність дози зовнішнього опромінення для гідробіонтів однієї водойми може коливатися в межах трьох порядків і залежати від рівня радіонуклідного забруднення екологічної зони у водо-

ймі, яку займає вид. Основним дозоутворювальним радіонуклідом у більшості замкнених водойм зони відчуження сьогодні є  $^{90}\text{Sr}$ , на частку якого припадає близько 90–95 % внутрішньої дози опромінення гідробіонтів.

Цитогенетичні та гематологічні дослідження гідробіонтів у зоні відчуження свідчать про високий рівень аберацій хромосом в ембріональних тканинах молюсків та кореневих меристемах вищих водних рослин, а також істотні зміни складу гемолімфи молюсків у найбільш забруднених радіонуклідами водоймах. Частота хромосомних аберацій у тканинах гідробіонтів замкнених водойм зони відчуження багаторазово перевищує рівень спонтанного мутагенезу для водних організмів і може бути проявом радіаційно-індукованої генетичної нестабільності.

Для очерету звичайного у водоймах ближньої зони відчуження виявлено високий рівень ураження грибами-паразитами *Claviceps purpurea* та галоутворювальними членистоногими, зокрема кліщами *Steneotarsonemus phragmitidis* (іноді до 100 % популяції водойми). Ураження зазначеними кліщами швидко поширюється в інших водоймах зони відчуження, істотно знижуючи темпи росту, насінневу продуктивність і біомасу рослин. Немає остаточних підстав стверджувати, що ураження очерету кліщами зумовлене саме дією іонізуючого випромінювання, проте викликає стурбованість той факт, що цей вид кліща вперше зареєстровано на території України саме в зоні відчуження, зокрема на найбільш забрудненій радіонуклідами території. У зв'язку з цим припускаємо, що однією з можливих причин масового ураження рослин може бути зниження паразитарної стійкості очерету в умовах хронічного радіаційного впливу.

Процеси автореабілітації замкнених водойм зони відчуження відбуваються вкрай повільно, внаслідок чого екосистеми біль-

шості озер, стариць, затонів і дотепер характеризуються високим рівнем радіонуклідного забруднення. У водних організмів, які перебувають у водоймах зони відчуження, зареєстровано численні ефекти, які свідчать про ураження біологічних систем на різних рівнях організації. Подальше вивчення цих ефектів є важливим складником комплексу заходів, пов'язаних із прогнозуванням і мінімізацією наслідків аварії на ЧАЕС для біоти.

1. Гудков Д.И., Ужеская С.Ф., Назаров А.Б., Колодочка Л.А., Дьяченко Т.Н., Шевцова Н.Л. Поражение тростника галлообразующими членистоногими в водоемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Гидробиологический журнал. — 2005а. — Т. 41. — № 5. — С. 92–99.
2. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н., Каглян А.Е., Киреев С.И., Кленус В.Г., Кузьменко М.И., Кулачинский А.В., Машина В.П., Назаров А.Б., Савицкий А.Л. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2005б. — Т. 45. — № 3. — С. 271–280.
3. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б.  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в высших водных растениях зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2001. — Т. 41. — № 2. — С. 232–238.
4. Гудков Д.И., Кузьменко М.И., Киреев С.И., Назаров А.Б. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС для водных экосистем зоны отчуждения // Радиоэкологические исследования в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС (к 20-летию аварии на Чернобыльской АЭС). Труды Коми научного центра УрО РАН. — Сыктывкар, 2006. — №180. — С. 201–223.
5. Гудков Д.И., Киреев С.И., Обризан С.М., Назаров О.Б., Каглян О.Е., Кленус В.Г., Халява В.Г. Радиоэкологические проблемы перезволаживания та заболочивания одамбованой території Красненської заплави в зоні відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 2005. — № 2 (26). — С. 3–7.
6. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питної води (ДР–97). — К.: Мін. охорони здоров'я України. Комітет з питань гігієнічного регламентування. НКРЗУ, 1997. — 38 с.
7. Іванов Ю.О. Динаміка перерозподілу радіонуклідів в ґрунтах і рослинності // Чорнобиль — Зона

відчуження / За ред. В.Г. Бар'яхтара. — К.: Наукова думка, 2001. — С. 47–76.

8. *Кашпаров В.О.* Забруднення  $^{90}\text{Sr}$  території зони відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 1998. — № 12. — С. 41–43.
9. *Кіреєв С.І., Обрізан С.М., Халява В.Г.* До питання оцінки впливу правобережної намівної дамби на окремі елементи гідрологічного режиму та радіаційного стану заплави р. Прип'яті // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 2006. — № 2 (28). — С. 52–59.
10. *Соботович Э.В., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В.* и др. Геохимия техногенных радионуклидов. — К.: Наук. думка, 2002. — 332 с.
11. *Gudkov D.I., Derevets V.V., Kuzmenko M.I., Nazarov A.B.* Radioactive contamination of aquatic ecosystem within the Chernobyl NPP exclusion zone: 15 years after accident // In: Protection of the Environment from Ionising Radiation. — IAEA-CSP-17. — IAEA, Vienna, 2003. — P. 224–231.
12. *Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I., Nazarov A.B., Klenus V.G., Kaglyan A.E., Kulachinsky A.V., Zub L.N.* 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.

*Д. Гудков, М. Кузьменко, С. Кіреєв,  
О. Назаров, Н. Шевцова, О. Дзюбенко, О. Каглян*

#### РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС

##### Резюме

У статті проаналізовано результати досліджень динаміки радіонуклідного забруднення водних екосистем і дозових навантажень на гідробіонтів Чорнобильської зони відчуження. Розглянуто деякі цитогенетичні та гематологічні ефекти дії хронічного іонізуючого випромінювання на водні організми, а також ураження вищих водних рослин грибами-паразитами та галоутворювальними безхребетними.

*D. Gudkov, M. Kuzmenko, S. Kireev., O. Nazarov,  
N. Shevtsova, O. Dzyubenko., O. Kaglyan*

#### RADIOECOLOGICAL PROBLEMS OF AQUATIC ECOSYSTEMS OF CHORNOBYL APP EXCLUSION ZONE

The results of radioactive contamination dynamics in the main components of aquatic ecosystems and absorbed dose rate for hydrobionts within the Chernobyl accident exclusion zone has been analysed. Some cytogenetical and haematological effects of long-term irradiation on aquatic organisms as well as damage of higher aquatic plants by parasitic fungi and gall-producing arthropods has been considered.