



**Віктор Романенко,**  
доктор біол. наук,  
академік НАН України,  
директор Інституту гідробіології  
НАН України,  
м. Київ



**Дмитро Гудков,**  
доктор біол. наук,  
завідувач відділу  
прісноводної радіоекології  
Інституту гідробіології  
НАН України,  
м. Київ



**Михайло Кузьменко,**  
доктор біол. наук,  
професор, пров. наук. співр.  
Інституту гідробіології  
НАН України,  
м. Київ

# ГІДРОБІОНТИ ВОДОЙМ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ

**Ш**видкоплинний час все більше віддаляє нас від трагічного дня 26 квітня 1986 р., коли вибухнув реактор четвертого блоку Чорнобильської АЕС. Катастрофа спричинила глобальні наслідки, забрала людські життя, підірвала фізичний стан сотень тисяч людей, у величезних регіонах поставила під загрозу здоров'я майбутніх поколінь, спричинила великі економічні та екологічні втрати. Території країн Європи зазнали забруднення тривалоіснуючими радіонуклідами. Дивовижно квітучий і багатий край українсько-білоруського Полісся непередбачуваними діями людини атомної епохи за лічені години-дні перетворився на відкрите джерело радіоактивності, потенційна небезпека якого залишатиметься впродовж віків для населення прилеглих до зони територій і населення України в цілому. Викинуті в зовнішнє природне середовище радіоактивні речовини різних фізико-хімічних форм перебувають у постійній міграції в ґрунті, водному середовищі, рослинному й тваринному світі.

Внаслідок вибуху ядерного реактора ЧАЕС у природне середовище було викинуто близько 450 різних радіонуклідів 70-ти хімічних елементів. На інтенсивно забрудненій території запаси  $^{90}\text{Sr}$  становлять  $4,8 \cdot 10^{15}$  Бк,  $^{137}\text{Cs}$  —  $4,4 \cdot 10^{15}$  Бк, трансуранових елементів — близько  $3,0 \cdot 10^{13}$  Бк. У сумарній активності трансуранових елементів, яка була накопичена на момент аварії в активній зоні реактора, на частку  $^{241}\text{Pu}$  припадало близько 84%. Наявність  $^{241}\text{Am}$  у природному середовищі зумовлена його викидом зі зруйнованого реактора  $\sim 0,14 \cdot 10^{15}$  Бк, а також подальшим накопиченням у результаті  $\beta$ -розпаду  $^{241}\text{Pu} \sim 184 \cdot 10^{15}$  Бк [1].

## Радіонукліди у водних екосистемах

Біогеохімічна міграція радіонуклідів — це складні, змінювані в просторі й часі процеси, інтенсивність яких визначається щільністю забруднення ґрунту, фізико-хімічним станом радіонуклідів, їхньою розчинністю й доступністю для організмів, а також видовими й фізіологічними властивостями представників першого трофічного рівня — рослин та представників вищих трофічних рівнів — тварин. За активністю біогеохімічної міграції, ступенем мобільності в біогеоценозах тривалоіснуючі радіонукліди можна поставити в такий ряд:  $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} > ^{241}\text{Am} > ^{238}\text{Pu}, ^{239}\text{Pu}, ^{240}\text{Pu}, ^{241}\text{Pu}$ .

Чорнобильська зона відчуження — це наземні й водні екосистеми з численними представниками рослинного й тваринного світу, які пов'язані між собою трофічними зв'язками, а також із ґрунтом, водою й повітряним середовищем. Біота — найдинамічніший компонент екосистем. Складні й взаємопов'язані процеси обміну речовин і енергії в біоценозах визначають і шляхи біологічної міграції радіонуклідів, залежно від їхніх фізико-хімічних форм і доступності для організмів. Розчинні форми радіонуклідів, особливо  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , здатні здійснювати активну міграцію в трофічних ланцюгах, нако-

пичуватись у великій кількості й формувати дози йонізуючого опромінення, що загрожують життєдіяльності організмів.

Трагічною долею зоною відчуження визначено Поліський регіон, багатий на річки, озера, стариці, затони та різноманітні водно-болотні угіддя. По цій території протікають річки Прип'ять, Уж, Сахан, Брагинка, Глиниця. На правобережній заплаві р. Прип'ять розташовані: озеро Азбучин, Янівський затон, велика штучна водойма-охолоджувач ЧАЕС, а на лівобережній заплаві — Красненська стариця, озеро Далеке, Глибоке, Вершина та інші. До зони відчуження віднесено також північно-західну ділянку Київського водосховища.

До введення ЧАЕС в експлуатацію об'ємна активність радіонуклідів у воді р. Прип'ять визначалась переважно глобальними випадіннями і рееструвалась у межах:  $^{90}\text{Sr}$  — 0,004—0,016 Бк/л,  $^{137}\text{Cs}$  — 0,004—0,013 Бк/л. За умови безаварійної роботи, ЧАЕС істотно не впливала на вміст радіонуклідів у компонентах прилеглих водних об'єктів — водойми-охолоджувачу, р. Прип'ять та Київському водосховищі. Так, у 1979 р. активність радіонуклідів у воді Київського водосховища становила:  $^{90}\text{Sr}$  — 0,008—0,010,  $^{137}\text{Cs}$  — 0,001—0,012 Бк/л; у вищих водяних рослинах —  $^{90}\text{Sr}$  — 9,3,  $^{137}\text{Cs}$  — 0,8 Бк/кг; у молюсках —  $^{90}\text{Sr}$  — 1,3—4,4,  $^{137}\text{Cs}$  — 0,2—1,5 Бк/кг [2].

Радіоактивні речовини, викинуті зі зруйнованого реактора, повітряним шляхом рознесли на десятки тисяч кілометрів від ЧАЕС. Та найінтенсивнішого радіонуклідного забруднення зазнали площа водозбору р. Прип'яті, її заплава з численними озерами й старицями, водойма-охолоджувач ЧАЕС і горішня ділянка Київського водосховища. В басейнах Дніпра і Прип'яті, одних із найбільших водних систем у Європі, зосередилось близько 2,3 ПБк  $^{90}\text{Sr}$  і 19,6 ПБк  $^{137}\text{Cs}$ . У травні 1986 р. на відстані в десятки кілометрів від ЧАЕС об'ємна активність радіонуклідів у воді річок Прип'ять, Тетерів, Ірпінь, Дніпро в сотні тисяч разів перевищувала чинні тоді санітарні норми. Так, у воді р. Прип'ять біля м. Чорнобиль об'ємна питома активність  $^{131}\text{I}$  досягала 4440 Бк/л. З припиненням викидів і розпадом короткоіснуючих радіонуклідів посилювалась деструкція "гарячих" часток ядерного палива з високим вмістом найбільш біологічно небезпечних тривалоіснуючих  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , ізотопів плутонію та  $^{241}\text{Am}$ . Легкорозчинний у воді  $^{90}\text{Sr}$  є досить рухливим, активно мігрує у водному середовищі й трофічних ланцюгах, а  $^{137}\text{Cs}$  добре сорбується зависями, ґрунтами і до водойм надходить переважно із твердим стоком.

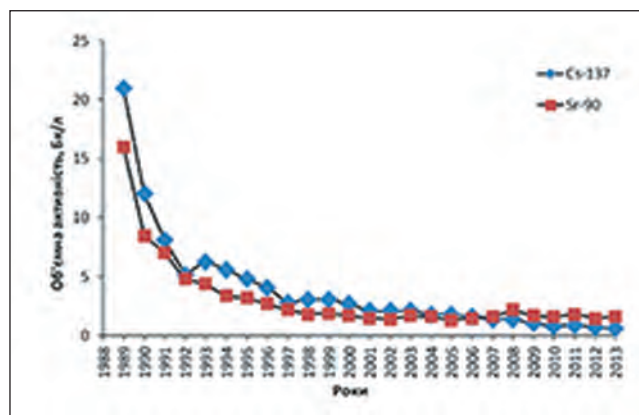
Упродовж післяаварійних років радіоекологічна ситуація у водоймах визначалась кількістю радіоактивних речовин, які випали на водну поверхню в період інтенсивних викидів зі зруйнованого реактора, інтенсивністю й тривалістю змиву радіонуклідів із площ водозбору, а також складними гідродинамічними процесами їхнього транспорту та біогеохімічної міграції за межі водойм (табл. 1).

**Таблиця 1. Середньорічна об'ємна активність  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у водах водойм зони відчуження, Бк/л**

Водойми	1990 р.		2009 р.		2012 р.	
	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Водойма-охолоджувач ЧАЕС	1,9	3,1	1,7	0,9	1,5	0,7
Янівський затон	38,0	3,7	10,0	2,1	8	1,6
Озеро Азбучин	190,0	22,8	35,0	4,8	33	3,5
Озеро Глибоке	120	13,6	98,0	3,3	98	2,8
Р. Уж	0,25	0,10	0,10	0,04	0,08	0,03
Р. Прип'ять	0,50	0,15	0,11	0,03	0,09	0,04

Забруднення радіонуклідами екосистем водойми-охолоджувача ЧАЕС зумовлено випадінням радіоактивних речовин безпосередньо на водну поверхню, а також зливанням реакторних вод із великим вмістом  $^{137}\text{Cs}$ . Згідно з оцінками, у водойму-охолоджувач надійшло радіонуклідів сумарною активністю близько 7,4 ПБк. Завдяки постійному водообмінові й вітровому перемішуванню води, радіонукліди відносно рівномірно розподілялися по акваторії водойми-охолоджувача. При цьому, переважна частина радіоактивних речовин, що надійшла у водойму, досить швидко акумулювалась донними відкладами й водними організмами, а вміст радіонуклідів у воді впродовж наступних 10 років поступово знизився до відносно стабільного рівня (рис. 1).

У межах зони відчуження на лівому березі р. Прип'ять розташована Красненська заплава, щільність радіонуклідного забруднення якої становила від кількох сотень до 40—45 МБк/м<sup>2</sup>. У 1992 р. частину заплави, на якій випадіння  $^{90}\text{Sr}$  становили близько 270 ТБк, а  $^{137}\text{Cs}$  — 370—720 ТБк, відгородили насипною дамбою. Захисна дамба знижує ризик залпового змиву радіонуклідів із поверхні заплави в р. Прип'ять.



**Рис. 1. Динаміка середньорічної об'ємної активності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у воді водойми-охолоджувача ЧАЕС**

Дослідження озерних екосистем Красненської заплави показали, що основна кількість радіонуклідів депонована в донних відкладах:  $^{90}\text{Sr}$  — 89–95%,  $^{137}\text{Cs}$  — близько 99%, трансуранових елементів  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  і  $^{241}\text{Am}$  — майже 100% загальної кількості в екосистемі. Розчинність  $^{90}\text{Sr}$  визначає вищий його вміст у воді (4–10%), порівняно з  $^{137}\text{Cs}$  (0,5–0,6%) і трансурановими елементами (0,03–0,004%) і, навпаки, менший у завислій речовині (0,15–0,16%) порівняно з  $^{137}\text{Cs}$  (0,25–0,30%). Вміст у біоті становить:  $^{90}\text{Sr}$  — 0,25–0,61%,  $^{137}\text{Cs}$  — 0,14–0,47, трансуранових елементів — 0,07–0,16% від загальної кількості в екосистемі [3].

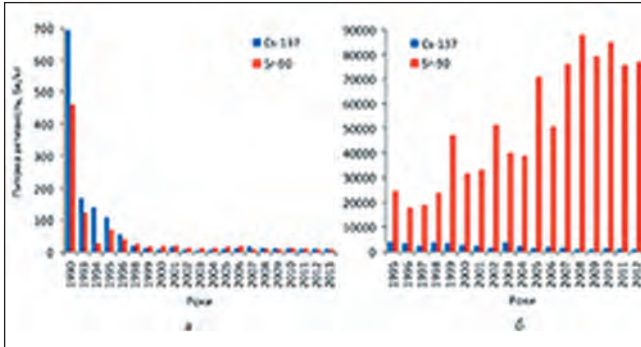


Рис. 2. Динаміка питомої активності радіонуклідів у рогахі вузьколистому р. Прип'ять (а) та ставковикі звичайному оз. Глибоке (б)

У динаміці питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у воді та гідробіонтах більшості досліджуваних водойм і водотоків з роками спостерігається поступове зниження вмісту радіонуклідів (рис. 2а). Проте у водоймах, розташованих на ділянці Красненської заплави р. Прип'ять, відокремленій дамбою, поряд із тривалим зниженням питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  вкрай повільно знижується об'ємна питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у воді (рис. 2б), а в гідробіонтах до останнього часу зберігається на високому рівні. Показовою є динаміка об'ємної питомої активності радіонуклідів у воді озера Глибоке, розташованому на відстані 6,5 км від ЧАЕС на найзабрудненішій ділянці Красненської заплави р. Прип'ять, на якій досі зберігається значна кількість часток ядерного палива, викинутих зі зруйнованого реактора. Динаміка об'ємної активності  $^{137}\text{Cs}$  відзначалася стійким зниженням і станом на 2012 р. становила 2,8 Бк/л. При цьому, внаслідок руйнування часток ядерного палива й вилуговування, зросла міграційна активність  $^{90}\text{Sr}$ , вміст якого продовжує утримуватись на досить високому рівні у воді озера і станом на 2012 р. становив 97 Бк/л, що майже в 50 разів перевищувало допустимі рівні для питної води відповідно до державних гігієнічних нормативів.

Будівництво комплексу захисних дамб від повеней і деградація меліоративних систем, збудованих ще до аварії, спричинили зміну гідрологічного режиму, зниження рН водного середовища, активізували процеси перенасичення вологою та заболочення відділених територій, унаслідок чого в ґрунтах збільшився вміст мобільних біологічно-доступних форм  $^{90}\text{Sr}$  і, відповідно, зросла інтенсивність накопичення

радіонукліда гідробіонтами. Порівняно з початком 1990-х років у деяких видів гідробіонтів питома активність  $^{90}\text{Sr}$  збільшилась більш ніж на порядок і набагато перевищила питому активність  $^{137}\text{Cs}$ .

Упродовж року і особливо у вегетаційний період водойми — arena життєдіяльності різних організмів: мікробіотів, водоростей, вищих водяних рослин і тварин різного систематичного і трофічного рівня [4]. Організмам властиве накопичення радіонуклідів, які містяться у водному середовищі (табл. 2).

Вплив радіонуклідів як джерел йонізуючого випромінювання може реалізовуватись як зовнішнім, так і внутрішнім опроміненням. Радіонукліди, які містяться в природному середовищі (у повітрі, на різних об'єктах, у ґрунті, у воді), спричиняють зовнішнє опромінення організмів, а радіонукліди, які потрапили в організм, спричиняють значно небезпечніше внутрішнє опромінення. У зоні відчуження в формуванні йонізуючого опромінення рослин і тварин домінуючу роль відіграють інкорпоровані  $\alpha$ - та  $\beta$ -випромінюючі радіонукліди, які локалізуються переважно в клітинному ядрі та їхніх головних метаболітах — комплексах ДНК-білок, що зумовлює велику відносну біологічну ефективність внутрішнього опромінення. Після розпаду короткоіснуючих радіонуклідів і до останнього часу головну роль у формуванні доз опромінення населення, рослинного і тваринного світу відіграють  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ .

Радіонукліди, які ввійшли до складу ядерного і зокрема генетичного апарату клітин, створюють мікродозові поля, здатні пошкоджувати ДНК, механізми спадковості та спричиняти широкий спектр радіобіологічних ефектів. Відгук біологічних систем різного рівня організації залежить від величини поглиненої дози йонізуючого випромінювання, радіочутливості

Таблиця 2. Питома активність радіонуклідів у гідробіонтах водойм зони відчуження ЧАЕС у 2012 р., Бк/кг

Гідробіонти	Водні об'єкти							
	озеро Глибоке		озеро Азбучин		водойма-охолоджувач ЧАЕС		річка Прип'ять	
	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Вищі водяні рослини	8860	7270	2150	882	243	1190	20	25
Молюски	95200	1755	38150	960	1180	440	81	28
Риби	21160	7610	21360	4280	160	3680	31	64

органу, на який діє опромінення, численних модифікувальних чинників і характеризується великим спектром радіобіологічних реакцій в онтогенезі й філогенезі організмів та їхніх популяцій — від стимуляції, морфозів та мутацій до різних форм патогенезу, затримки в розвитку, рості, скорочення тривалості життя й загибелі організмів. Представники різних систематичних груп і навіть організми одного й того самого виду, але на різних стадіях розвитку до одних і тих самих доз опромінення виявляють різну радіочутливість, тобто організмам властива індивідуальна радіочутливість. Відмінності у радіочутливості організмів різних систематичних груп зумовлюються рівнем їхнього еволюційного розвитку, стадією онтогенезу та інтенсивністю фізіолого-біохімічних процесів. Від ранніх до пізніх стадій розвитку радіочутливість організмів знижується; з підвищенням рівня еволюційного розвитку від низькоорганізованих форм (бактерії, водорості) до найбільш еволюційно-розвинених форм (великі ссавці) радіочутливість організмів посилюється.

У зоні відчуження за відсутності антропогенного пресу, на перший погляд, рослинний і тваринний світ перебуває в стані розквіту. Проте, в багатьох видів організмів як наземних, так і водних екосистем мають місце глибокі радіаційно-індуковані ураження, послаблюються захисні імунні системи, виникають мутації і стерильність, порушуються міжпопуляційні зв'язки, поширюються грибкові захворювання, утворюються анатомо-морфологічні аномалії, з'являються злоякісні новоутворення. Серед численного біорізноманіття флори і фауни водойм зони відчуження наведемо приклади аномалій у розвитку організмів різного систематичного положення і трофічного рівня.

### Спотворення і загибель очерету

Серед вищих водяних рослин Полісся *очерет звичайний* є одним з найпоширеніших видів, який на берегах водойм, на болотах і болотистих ділянках утворює щільні зарості заввишки до 3,5 м. Ця рослина належить до багаторічних трав родини злаків, відзначається міцним стеблом, потужним сланким кореневищем та багатоквітковими дрібними колосками завдовжки 9—12 мм, зібраними у волоть довжиною 10—30 см. У волоті може нараховуватись до 50 тис. квіток. Завдяки продукуванню у великій кількості біомаси очерет відіграє важливу роль у процесах біопродуктивності та формуванні якості води у водних екосистемах.

В оз. Далеке, розташованому за 4,5 км від ЧАЕС на лівобережній заплаві р. Прип'ять, площею ~ 0,01 км<sup>2</sup> і завглибшки до 6,6 м на прибережних і мілководних ділянках у складі вищої водної рослинності домінували очеретяно-осокові зарості, які утворювали куртини площею від декількох до десятків квадратних метрів. Упродовж 1997—2009 рр. у воді озера об'ємну питому активність <sup>90</sup>Sr реєстрували в межах 40—50 Бк/л, а до 2009 р. вона знизилась майже до 14 Бк/л. У ці ж роки динаміка об'ємної питомої активності <sup>137</sup>Cs змен-

шувалася від 4,5 Бк/л у 1997 р. до 0,45 Бк у 2009 р. Об'ємна питома активність трансуранових елементів становила: <sup>238</sup>Pu — 0,003, <sup>239</sup>Pu, <sup>240</sup>Pu і <sup>241</sup>Am — 0,004 Бк/л. У донних ґрунтах північного плеса озера щільність радіонуклідного забруднення становила: <sup>90</sup>Sr — 19 МБк/м<sup>2</sup>, <sup>137</sup>Cs — 15 МБк/м<sup>2</sup>, <sup>238</sup>Pu, <sup>239</sup>Pu і <sup>240</sup>Pu — 0,55 МБк/м<sup>2</sup> і <sup>241</sup>Am — 0,44 МБк/м<sup>2</sup>. Загальні запаси радіонуклідів у донних відкладах озера становлять: <sup>90</sup>Sr — 0,04 ТБк, <sup>137</sup>Cs — 0,005 ТБк, <sup>238</sup>Pu, <sup>239</sup>Pu, <sup>240</sup>Pu і <sup>241</sup>Am — 0,001 ТБк.

Улітку 2000 р., під час проведення чергових радіоекологічних досліджень в оз. Далеке звернено увагу на нехарактерні рослини очерету з бічними пагонами, які відходили по всій довжині стебла або від вузлів у верхівці [5]. Як відомо, в злаків стебло циліндричної форми (соломина), розділене вузлами, і за нормальних умов бічні пагони не утворюються, розгалуження стебел відбувається лише у вузлі кушіння, який формується біля кореневища поблизу поверхні ґрунту. Восени того ж року в рослин очерету на місці очікуваних багатоквіткових, зібраних у волоть колосків, з'явилися аномальні новоутворення, гали (фото 1). Зарості очерету виглядали пригніченими і розрідженими. Рослини мали невисокі стебла, в середньому 160—170 см заввишки. Зібрані у серпні та листопаді суцвіття більше нагадували штопороподібні гали, у яких були виявлені скупчення кліщів родини Tarsonemidae — *Steneotarsonemus phragmitidis*.

Особини кліщів мали розмір 0,1—0,2 мм, нерозчленоване овальне тіло й чотири пари кінцівок. У самок четверта пара кінцівок редукована з довгими ниткоподібними щетинками. Гали з'являються в першій половині літа. Вражена кліщами внутрішня



Фото 1. Очерет звичайний в оз. Далеке, уражений кліщем *Steneotarsonemus phragmitidis*, 2010 р. (фото Д.І. Гудкова)

поверхня молодих листків верхівки ущільнюється, розростається в ширину, деформується й твердіє. В серпні гали досягають 10—15 см у довжину, 2,0—2,5 см у діаметрі й завершують формування. Впродовж періоду формування гали не відрізняються за кольором від основної частини рослин і лише восени, коли рослини ще зелені, гали жовтіють. У кінці вегетації рослин очерету гали дерев'яніють, часто розтріскуються й розкривають, уздовж однієї зі сторін, внутрішню темну губчасту масу рослин, переважно заселену самицями кліща. Перезимувавши в галах на сухих рослинах, навесні кліщі переселяються на молоді рослини, в яких по всій довжині основного стебла від вузлів відростають парні латеральні пагони, кількість яких іноді досягає 8. Вражені кліщами рослини, на відміну від неуразених, утворюють меншу кількість укорочених міжвузлів і виростають значно нижчими. Внаслідок ураження кліщами апікальних меристем верхівки основного пагона, сплячі бруньки активізуються й розвиваються пагони другого порядку. Інколи бічні пагони формують пагони третього та четвертого порядку та утворюють гали, але значно менших розмірів. Такі аномальні рослини нагадують мітлу і, залишаючись у віргінільному стані, не формують генеративні органи. Зрідка на бічних пагонах з'являються поодинокі невеликі розріджені волоті, проте внаслідок нерозвиненості волотей і трансформації їх у гали, різко знижується насіннева продуктивність популяції очерету.

З роками ураження кліщами рослин в озері Далеке прогресувало: в 2001—2002 рр. кількість уражених рослин становила 30—40%, а в 2003 р. у деяких куртинах було вражено близько 80% рослин очерету. У 2004 р. на різних ділянках озера кількість уражених рослин становила від 55 до 100%. У 2005 р. практично всі рослини очерету були уражені кліщами і спотворені. Гіллясті стебла, аномальні верхівки й гали на місці волотей очерету звичайного з'явилися і в інших водоймах зони відчуження — озерах Азбучин та Глибоке, Янівському затоні, водоймі-охолоджувачі ЧАЕС, річках Уж та Прип'ять.

На уражених стеблах очерету виявлено ще одного шкідника — муху з роду *Lipara* родини *Chloropidae*, личинки якої вражали точки росту, внаслідок чого спотворювали рослину. Очерет зазнавав ураження й паразитичним грибом ріжки з родини *Clavicipitaceae* класу *Ascomycetes*. Спори безстатевого розмноження гриба, так звані конідії, проростаючи на зав'язях квіток волоті, утворювали міцелій, який ущільнювався і перетворювався на склероції, що спричиняло стерильність зернівок.

У різні роки аналогічне ураження кліщами рослин очерету спостерігали в Біловезькому національному парку в Польщі, в Поволжі, Німеччині та Чехословаччині. Чому саме в зоні відчуження проявилось нове для України явище масового враження кліщами очерету звичайного? При пошуках відповіді на це запитання увагу привернуло те, що ураження очерету було наймасовішим в оз. Далеке, яке розташоване за 4,5 км від ЧАЕС на ділянці Красненської заплави з

високою щільністю радіонуклідного забруднення. Відповідно, зареєстровано й високу питому активність радіонуклідів у тканинах очерету:  $^{90}\text{Sr}$  — до 2 кБк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  — 10 кБк/кг. Потужність дози зовнішнього й внутрішнього опромінення, поглиненої рослинами очерету території Красненської заплави, огороженої дамбою, досягала 3,4 Гр/рік. Частота хромосомних аберацій у клітинах меристематичних тканин коренів очерету в забруднених радіонуклідами озерах становила до 8%, що в середньому в 4 рази перевищує рівень хромосомного мутагенезу рослин очерету умовно чистих водойм, віддалених від зони відчуження. Наведені величини потужності дози опромінення поглиненої рослинами нижчі від напівлетальних доз, характерних для покритонасінневих рослин (ЛД50 — 10—1500 Гр). Проте, з огляду на кумулятивний характер наслідків опромінення, цих поглинених доз опромінення достатньо для руйнування захисних механізмів і втрати стійкості рослин до паразитів різного систематичного рівня.

Чому кліщ обрав для життя й розмноження очерет? У своєму виборі паразит, ймовірно, керувався такими вимогами, як органолептичні, поживні властивості й наявність умов для розмноження. Саме таким вимогам відповідає очерет, який розвивається впродовж усього вегетаційного періоду, отже, слугує надійною трофічною базою зі сприятливими умовами для розмноження й виживання при дії несприятливих чинників, особливо за умови низьких зимових температур. Трансформовані в гали верхівкові листки слугують надійним прихистком для розмноження й живлення, а стебло, майже безперешкодно, сприяє міграції статевозрілих особин кліща від верхівки до кореневищ і в зворотному напрямку. Ймовірно, певне значення має те, що за умов хронічного йонізуючого опромінення та радіаційно-індукованої генетичної нестабільності в рослин очерету істотно знизилася стійкість до паразитів, тому вони стали об'єктом масового ураження паразитами різного систематичного рівня: кліщем *Steneotarsonemus phragmitidis*, мухою з роду *Lipara* та грибом ріжки. Ці паразити вражають різні органи рослин та порушують фізіологічні процеси, а кінцевим наслідком ураження є глибоке анатомо-морфологічне спотворення, втрата функції насінневого розмноження й порушення еволюційно сформованих міжпопуляційних зв'язків екосистеми озера. В 2013 р. стан популяції очерету в оз. Далеке став критичним — він практично зник із водойми, залишивши поодинокі пригнічені пагони на деяких прибережних ділянках. Зник він і в західній частині Янівського затону, де куртини очерету останніми роками також зазнали інтенсивного ураження кліщами.

Як довго триватиме атака кліща-паразита на очерет — один із домінуючих видів вищої водної рослинності водойм Полісся? Чи не перекинеться цей кліщ на зарості очерету у водоймах за межами зони відчуження, насамперед головної водної артерії України — Дніпра та його водосховищ? Адже

р. Прип'ять до місця впадіння в Київське водосховище протікає через найзабрудненішу радіонуклідом територію поряд із Чорнобильською АЕС. Разом із заходами з радіаційної безпеки ці та багато інших проблемних питань потребують дальших систематичних спостережень і, за необхідності, слід уживати невідкладних заходів для запобігання подальшого поширення кліща й захисту популяції очерету звичайного.

### Дозовий "тягар" молюсків

Природно-кліматичні умови Полісся сприятливі для життя і розмноження тваринного світу, оскільки в травостоях, чагарниках, лісах і водоймах — достатня кормова база. Різні види організмів, які живуть у повітрі, воді, на поверхні ґрунту і в ґрунті, тісно пов'язані між собою екологічними умовами й трофічними зв'язками — шляхами біотичної міграції радіонуклідів. Серед численного біорізноманіття екосистем Полісся — найпростіших, риб, земноводних, плазунів, птахів і ссавців — особливої уваги заслуговують представники безхребетних, зокрема макробоєнтосу — молюски. У водоймах Полісся найпоширеніші такі молюски, як ставковики звичайний та овальний, катушка роговидна, живородка, двостулкові молюски перлівниці та беззубки тощо.

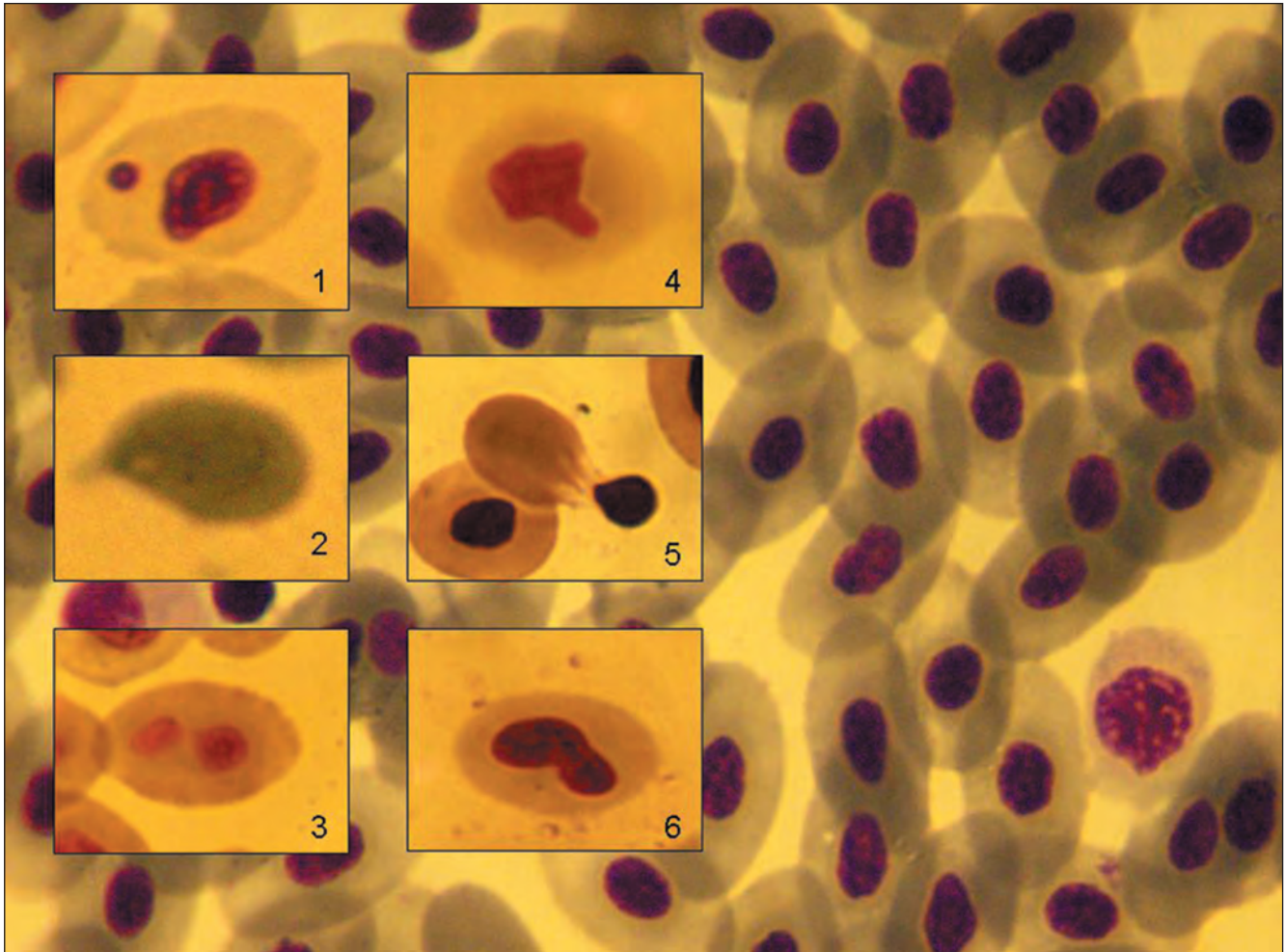
У більшості видів молюсків тіло вкрите захисною цілісною або двостулковою черепашкою з високим

вмістом  $\text{CaCO}_3$ . Як відомо, хімічними аналогами  $\text{Ca}$  є  $\text{Sr}$  та його радіоактивні ізотопи, серед них один з найбільш біологічно небезпечних —  $^{90}\text{Sr}$ . Еколого-фізіологічно зумовлене накопичення радіонуклідів, переважно стронцію, в черепашках та характерна властивість молюсків населяти мілководні біотопи, які у водних екосистемах є найзабрудненішими радіонуклідами екологічними нішами, спричиняють поглинання значно більших доз хронічного зовнішнього та внутрішнього опромінення, як порівняти з гідробіонтами інших екологічних груп.

За даними *Д.І. Гудкова* та співавторів (2009) наприкінці 1990-х рр. у Янівському затоні в ставковика звичайного питома активність  $^{90}\text{Sr}$  становила 10350 Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  — 510 Бк/кг, у 2007—2008 рр. знизилась, відповідно, до 6600 Бк/кг і 200 Бк/кг. У зазначені роки в молюсків правобережного оз. Азбучин зареєстровано питому активність радіонуклідів у межах: 55500—23000 Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  — 2570—590 Бк/кг. На захищеній дамбою ділянці Красненської заплави з посиленням заболочення та активізацією фізико-хімічних процесів деструкції "гарячих" часток почало збільшуватися вивільнення біологічно доступних форм  $^{90}\text{Sr}$  і включення їх у біотичний кругообіг. У тканинах молюсків питома активність  $^{137}\text{Cs}$  продовжувала знижуватися, тоді як  $^{90}\text{Sr}$  — збільшилась у 3—4 рази. Так, у ставковика звичайного питома активність  $^{90}\text{Sr}$  збільшилась від 2 до 9 кБк/кг, у катушки рогової — від 3,5 кБк/кг до 10,0 кБк/кг. Наведені дуже високі рівні питомої



Фото. 2. Нормальна (ліворуч) та деформовані мушлі ставковика звичайного у водоймах Чорнобильської зони відчуження (фото Д.І. Гудкова)



**Фото 3. Аномалії еритроцитів у периферичній крові риб:**  
 1 — мікроядро; 2 — шистоцит; 3 — двоядерний; 4 — відростки; 5 — витіснення ядра; 6 — інвагінації  
 (фото Н.А. Поморцевої)

активності  $^{90}\text{Sr}$  в організмів молюсків у поєднанні з інтенсивним радіонуклідним забрудненням водного середовища й особливо донних відкладів зумовлені дозами хронічного йонізуючого опромінення, які багаторазово перевищували дози опромінення за умов природного радіоактивного фону.

У 1998—2010 рр. потужність дози зовнішнього та внутрішнього опромінення, поглиненої молюсками, становила: в оз. Азбучин — 18—27, оз. Далеке — 10—17, оз. Глибоке — 30—85 та Янівського затону — 6—12 мкГр/годину. В 2000—2005 рр. в озерах лівобережної заплави р. Прип'ять для гідробіонтів літоральної зони потужність поглиненої дози визначалася в межах від 1,8 до 3,4 Гр/рік.

Цитогенетичними дослідженнями клітин тканин ембріонів ставковика звичайного встановлено, що в інтенсивно забруднених радіонуклідами водоймах частота аберантних анафаз досягає 27%, що більше ніж у 10 разів перевищує рівень спонтанного мутагенезу в молюсків умовно "чистих" озер м. Києва. За умови хронічного надфонового йонізуючого опромінення в молюсків підвищується флюктуюча асиметрія стулок черепашок, з'являються численні особини зі спотвореною анатомією та морфологією (фото 2).

### Ураження риб

У радіоекологічних дослідженнях традиційно особливу увагу приділяють іхтіофауні, що пояснюється великим значенням риб у харчуванні людей, в екологічному метаболізмі та кругообігу речовин й енергії у водних екосистемах. У водоймах зони відчуження нараховується близько 66 видів риб, а в структурі іхтіофауни р. Прип'ять переважають плітка, плоскирка, лящ, щука. Багатшою на види є іхтіофауна озер, заток і стариць, у яких водяться переважно карась золотий, карась срібний, лин, лящ, окунь.

Улітку 1986 р. питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у риб (короп) водойми-охолоджувача ЧАЕС реєструвалася в межах 100—260 кБк/кг [7]. У більшості досліджуваних риб максимальний рівень питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  відзначено в 1987 р. Починаючи від 1988—1989 рр., радіонуклідне забруднення риб істотно знижувалося. Результати багаторічного дослідження динаміки питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язах окуня звичайного свідчать, що виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму риб уповільнилося з часом. Останнє зумовлене великим загальним вмістом в екосистемі водойми-охо-

лоджувача міграційно активного  $^{137}\text{Cs}$ , який в організми риб надходить переважно з кормом — водними рослинами, детритом, безхребетними. За здатністю накопичувати  $^{137}\text{Cs}$  риб можна розташувати в такій послідовності: щука > сом канальний > товстолоб строкатий > товстолоб білий. За дослідженнями в різних водоймах наводяться дещо інші результати щодо здатності риб накопичувати  $^{137}\text{Cs}$ , але за умов хронічного забруднення хижі риби (сом, щука, судак, окунь) завжди накопичують більше радіоцезію, як порівняти з мирними (краснопірка, лящ, товстолоб білий, товстолоб строкатий), що є свідченням прояву ефекту трофічного ланцюга. В більшості видів риб спостерігається підвищення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у період від літа до осені, що зумовлено сезонними змінами об'єктів живлення. Загальноновизнаними органами накопичення  $^{90}\text{Sr}$  у риб є кальцієвімісні луска, плавці та кістяк.

У виловлених в 2013 р. в оз. Глибоке риб планктонно- і бентофагів (карась звичайний, краснопірка, лящ, лин і плітка) питома активність  $^{90}\text{Sr}$  становила від 8500 до 17900 Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  — від 3200 до 10600 Бк/кг. В Україні діють норми радіонуклідного забруднення риб (ДР-2006), якими передбачено допустиму питому активність  $^{90}\text{Sr}$  35 Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  — 150 Бк/кг.

Риби належать до найбільш високоорганізованих і радіочутливих гідробіонтів. Дослідження, виконані переважно із застосуванням одноразового гострого опромінення, свідчать про те, що доза опромінення, яка спричиняє загибель 50% риб (ЛД50), варіює від 6 до 100 Гр. Наведений широкий діапазон ЛД50 для риб пояснюється різними умовами виконання дослідів, особливостями генофонду та імунного статусу організмів, різною радіочутливістю в онтогенезі різних видів, наявністю стресу, патології та еколого-фізіологічними умовами життєдіяльності організмів. Субстрати, на які риби відкладають ікру, відрізняються за кількісними характеристиками накопичення радіонуклідів і, відповідно, дозами опромінення ікри та личинок риб. У 1986 р. у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС дози зовнішнього опромінення личинок риб різних екологічних угруповань реєструвалися в таких межах: для пелагофілів, субстратом розвитку яких є товща води (товстолоб білий, товстолоб строкатий, чехоня, лин), — 0,1 Гр; для остракофілів, субстратом розвитку яких слугують зябра двостулкових молюсків (гірчак звичайний), лише за травень 1986 р. — 20-22 Гр [8]. У 2012 р. дози опромінення, поглинені рибами, що ведуть придонний спосіб життя, досягали: у водоймі-охолоджувачі — 162 мГр, у оз. Глибоке — 1069 мГр, у оз. Азбучин — 2006 мГр, що, відповідно, в 2,12 та 23 рази перевищує річну дозу 87,6 мГр, котру запропоновано в рамках європейського проекту "Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management (ERICA)" як безпечний рівень радіаційного впливу для біоти [9].

У забруднених радіонуклідами водних екосистемах зони відчуження риби, як і інші представники водної флори й фауни, продовжують зазнавати хронічного зовнішнього та внутрішнього опромінення у

дозах, які здатні спричинити кумулятивні наслідки, враження різної складності й порушення процесів життєдіяльності.

*Н.А. Поморцева* та співавтори (2011), виконуючи багаторічні гематологічні дослідження риб у водоймах зони відчуження, виявили поширені патології клітин периферійної крові (фото 3): деформацію ядер та зміни їхньої структури; утворення двоядерних еритроцитів; виникнення мікроцитів — клітин еритроцитів меншого діаметра з тонким шаром цитоплазми, яким притаманна передчасна загибель; появу шистоцитів — без'ядерних еритроцитів; вакуолізацію ядра та особливо цитоплазми в лейкоцитах та еритроїдних клітинах; ущільнення структури ядра, а також лізис (розпад) клітин крові. У водоймах 10-кілометрової зони ЧАЕС не траплялися риби без патології клітин периферійної крові. Два і більше типів порушень клітин червоної і білої крові спостерігалось у 48% досліджених риб. У виловлених в оз. Глибоке та Янівському затоні краснопірок паразитів крові (*Haemogregarina bigemina*) виявлено в кожній десятій особини.

У клітинах ембріонів лина й карася звичайного з озер Глибоке та Азбучин частота хромосомного мутагенезу становила 8,3—10,5%, в той час як у риб умовно "чистих" водойм м. Києва частоту хромосомних аберацій реєстрували в межах 1,5—2,0%.

У 18 із 89 особин білого товстолобика, тобто більше ніж у 20% досліджених особин обох статей, які в гострий і в подальший періоди аварії перебували в рибниках водойми-охолоджувача, виявлено аномалії в системі репродукції [11]. Якщо такі аномалії серед самок зареєстрували в 9,4% особин, то серед самців вони траплялися набагато частіше — в 25,8% і були більш значущими. Зареєстровані глибокі порушення статеві системи, спотворення й поява стерильних гонад, поява бісексуальних (гермафродитних) особин. У риб відзначено збільшення очей, укорочення щелеп, зябрових кришок і тулуба, викривлення та укорочення плавців, хвостового стебла, неправильне розміщення або редукція задньої камери плавального міхура. Серед особин білого товстолоба перебували такі, що відзначалися вкрай малими розмірами. При досягненні статевої зрілості (у віці 4 років) самка мала масу 250 г, самець — 460 г. Дія йонізуючого випромінювання на ендокринну й нервову системи, ймовірно, є найбільш негативною, що проявляється в порушенні конструктивних процесів, починаючи з раннього онтогенезу. Доведено, що так звані гіпофізарні карлики маложиттєздатні, а більшість аномалій гонад і статевих клітин передавалися другому, третьому і навіть четвертому поколінню опромінених плідників. Серед встановлених наслідків хронічного радіонуклідного забруднення водного середовища на особливу увагу заслуговує виявлений у риб канцерогенез. Утворення неоплазм — смертельних для організму пухлин — у риб трапляється набагато частіше, ніж в інших тварин.





Рис. 3. Мапа полігонних водойм у Чорнобильській зоні відчуження. Підготував Д. Гудков

## Закінчення

За роки, що минули після катастрофи, радіоекологічна ситуація в зоні відчуження визначається наявністю на її території переважно тривалоіснуючих  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$  і  $^{241}\text{Am}$ . Поряд із поступовим зниженням активності радіонуклідів за рахунок фізичного розпаду та виносу за межі зони відчуження, змінюються фізико-хімічні форми радіоактивних речовин, відбувається їхня трансформація й перехід у рухливий стан, більш доступний для біоти. Винос із поверхневим і підземним стоком радіоактивних речовин, особливо їхніх обмінних форм, природний розпад радіонуклідів, їхня біотична міграція за участю птахів та інших організмів-мігрантів становлять основу складних і довготривалих процесів очищення, екологічного відновлення наземних та водних екосистем.

Природно-кліматичні умови в зоні відчуження, розвинута мережа річкових та озерних екосистем (рис. 3) зумовлюють депонування, розподіл, міграцію і транспорт радіоактивних речовин у наземних та водних екосистемах. У процесах міграції і транспорту радіоактивних речовин активну участь беруть численні представники біоти — мікроорганізми, рослини та тваринні угруповання, які за умов Полісся відзначаються багатим видовим різноманіттям, високою продуктивністю, активним екологічним метаболізмом і розвинутими трофічними ланцюгами.

У зоні відчуження за зовнішнім благополуччям рослинного і тваринного світу, зумовленим ослабленням антропогенного пресу, тривають спричинені хронічним опроміненням негативні процеси. В гідробіонтів тривають збільшений рівень цитогенетичних уражень, поява мутацій і стерильності, ослаблення імунної системи, порушення еволюційно сформованих міжпопуляційних трофічних зв'язків. У рослин

виявляються численні морфологічні аномалії, гігантизм або карликовість, нарости й гали різної етіології. З появою і поширенням у водоймах зони відчуження кліща-паразита очерету звичайного, раніше не відомого для України, постала потреба вжити нагальних заходів щодо його знешкодження й недопущення поширення в каскад дніпровських водосховищ. Серед молюсків і риб поширені анатомо-морфологічні аномалії та різні форми уражень внутрішніх органів та покривних тканин.

Радіоекологічне відновлення наземних і водних екосистем, їхня автореабілітація відбуваються вкрай повільно й головним чином визначаються транспортом радіонуклідів із поверхневим водним стоком, переносом у глибші шари ґрунтів і донних відкладів, а також природним розпадом радіонуклідів. Комплексна екологічна реабілітація зони відчуження та зони обов'язкового (безумовного) відселення — це тривалі, трудомісткі, з великими затратами роботи і, за нинішніх складних економічних умов у державі, можливі на основі реалізації державних і міждержавних проектів та залученням приватного капіталу. Особливої уваги заслуговує вирішення екологічних проблем, пов'язаних зі спуском водойми-охолоджувача. Після зупинки ЧАЕС відпала потреба заповнення насосами водойми площею близько 22 км<sup>2</sup> і за рівнем води вищим на 6 м від рівня води у р. Прип'яті. Спуск води з водойми-охолоджувача призведе до осушення значних площ та утворення низки мілководних озер із високими рівнями радіонуклідного забруднення. Та, за будь-якого локального чи широкомасштабного втручання в природні процеси, визначальними мають бути збереження корінних ландшафтів та охорона біорізноманіття неповторного поліського комплексу екосистем лісів, луків, боліт і водойм, яким судилося пережити найтяжчу техногенну катастрофу. ■

### Література

1. Соболевич Э.В., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. и др. Геохимия техногенных радионуклидов. — Киев: Наук. думка, 2002. — 332 с.
2. Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О. Радиоэкологические исследования в зоне литорали Киевского водохранилища до и после аварии на Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. — 1993. — Т.29, № 3. — С. 100—109.
3. 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.
4. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии. — К.: Обереги, 2001. — 728 с.
5. Гудков Д.И., Ужеская С.Ф., Назаров А.Б. и др. Поражение тростника галлообразующими членистоногими в водоемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. — 2005. — Т. 41, № 5. — С. 92—99.
6. Гудков Д.И., Назаров А.Б., Дзюбенко Е.В., Каплян А.Е., Кленус В.Г. Радиоэкологические исследования пресноводных моллюсков в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2009. — Т. 49, № 6 — С. 703—713.
7. Рябов И., Хаддеринг Р., Насвит О. Накопление и

выведение радионуклидов у рыб // Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии. — Люксембург, 1996. — С. 85—100.

8. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. — М.: Т-во научных изданий КМХ, 2004. — С. 216.

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 // Journal of Environmental Radioactivity. — 2009. — Vol. 100. — P. 1100—1108.

10. Поморцева Н.А., Родионова Н.К., Гудков Д.И. и др. Клеточный состав периферической крови карася обыкновенного в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения // Наукові записки Тернопільського держ. пед. університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: "Фізіолого-біохімічні та екосистемні механізми токсикорезистентності біологічних систем". — 2011. — № 2 (47). — С. 43—47.

11. Белова Н.В., Веригин Б.В., Емельянова Н.Г. и др. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеаварийный период // Вопросы ихтиологии. — 1993 — 33, № 6. — С. 814 — 828.