

**ВИВЕДЕННЯ  $^{137}\text{Cs}$  З ОРГАНІЗМУ КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО  
(*CARASSIUS GIBELIO*) ПРИ РІЗНІЙ ТЕМПЕРАТУРІ ВОДИ У  
ПРИРОДНИХ УМОВАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ**

**О. В. КАШПАРОВА<sup>1,2</sup>**, аспірант\*

**П. М. ПАВЛЕНКО<sup>1</sup>**, аспірант

**С. Є. ЛЕВЧУК<sup>1</sup>**, кандидат біологічних наук

**І. М. ГУДКОВ<sup>1</sup>**, доктор біологічних наук, професор

<sup>1</sup>*Національний університет біоресурсів і природокористування України*

<sup>2</sup>*Center for Environmental Radioactivity (CERAD), Norwegian University of Life Sciences*

E-mail: elena.kashparova@gmail.com

<https://doi.org/10.31548/dopovidi2020.06.003>

**Анотація.** Після аварії на Чорнобильській АЕС питома активність радіонуклідів в рибі сягала сотень кБк кг<sup>-1</sup>. Визначення в динаміці вмісту радіонуклідів в організмі риб необхідно для радіаційного захисту як людини, так і навколишнього середовища. Наведені в літературі дані основних параметрів метаболізму радіонуклідів в організмі риб переважно були отримані в акваріумних експериментах в лабораторних умовах, вкрай суперечливі і вимагають уточнення в природних умовах.

Метою даної роботи було визначення швидкості виведення (періоду біологічного напіввиведення)  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) при різній температурі води (1–29 °C) в залежності від маси риби (20±5 та 40±6 г) в реальних умовах Чорнобильської зони відчуження.

У результаті проведених експериментальних досліджень були отримані значення періоду біологічного напіввиведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого 193–495 діб при температурі води 3.7±0.9 °C та 63–92 діб при температурі води 22±4 °C, що залежить від маси риб. За рахунок збільшення маси риб (біологічного розведення) при температурі води >13 °C період напівзменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині риб зменшився до 39–58 діб. Отримані дані відповідають раніше отриманими нами величинам в акваріумних експериментах.

Результати роботи свідчать про те, що рівень радіоактивного забруднення риби в зимовий період змінюється незначно порівняно з літнім часом, що також підтверджують експериментальні дані, отримані в акваріумних експериментах.

**Ключові слова:**  $^{137}\text{Cs}$ , радіоекологія, *Carassius gibelio*, Чорнобильська аварія, радіоактивне забруднення, швидкість виведення радіонукліда

\* Науковий керівник – доктор біологічних наук, професор І.М.Гудков

Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М.

**Актуальність.** До теперішнього часу вміст  $^{137}\text{Cs}$  в м'язовій і  $^{90}\text{Sr}$  кістковій тканинах риб в закритих водоймах чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) в сотні разів перевищує допустимі рівні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в свіжій та мороженій рибі в Україні,  $150 \text{ Бк кг}^{-1}$  і  $35 \text{ Бк кг}^{-1}$ , відповідно [1, 3, 4, 5, 10, 14, 15, 21]. Через 10 років після чорнобильських радіоактивних випадів  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  питома активність в рибі закритих водойм дуже повільно зменшувалася з часом, в основному, за рахунок радіоактивного розпаду радіонуклідів з ефективним періодом напівзменшення більше 25 років [3, 15]. При цьому активність  $^{137}\text{Cs}$  складає 55–67% в м'язовій тканині риб, а в кістковій тканині і лусці – до 91–97 % активності  $^{90}\text{Sr}$  [3].

**Аналіз останніх досліджень та публікацій.** Дані літератури щодо швидкості надходження ( $k_{f+w}=0.05\text{--}16 \text{ дб}^{-1}$ ) і виведення ( $k_b=0.002\text{--}0.12 \text{ дб}^{-1}$ )  $^{137}\text{Cs}$  з організму риб при різній температурі води і харчуванні варіюють у широкому діапазоні і дуже суперечливі [2, 7, 9, 11, 13, 15–19].

Середня оцінка періоду напіввиведення радіоцезію з організму форелі склала 222 дб ( $k_b=0.0031 \text{ доба}^{-1}$ ), окуня – 307 дб ( $k_b=0.0023 \text{ дб}^{-1}$ ) і шуки 576 дб ( $k_b=0.0012 \text{ дб}^{-1}$ ) [11]. Період напіввиведення  $^{134}\text{Cs}$  з російського осетра в прісній воді склав близько 70 дб ( $k_b=0.01 \text{ дб}^{-1}$ ) [7], а з карася

сріблястого при кімнатній температурі  $17\text{--}22 \text{ }^\circ\text{C}$  – 103 дб ( $k_b=0.0067 \text{ дб}^{-1}$ ) [16].

Основним фактором, що впливає на швидкість виведення радіоізотопів з організму риб є температура води [8, 17, 18]. Застосування чистого годування дозволяє зменшити у два рази період біологічного напіввиведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму риб (до  $43\pm 5$  дб для карася сріблястого) за рахунок біологічного розбавлення через більш швидке збільшення маси риб при штучному вигодовуванні [17].

А.І. Кришев та І.М. Рябов запропонували вважати швидкість виведення  $^{137}\text{Cs}$  з депонуючої тканини пропорційно інтенсивності метаболізму риб [19]. Розрахована на підставі цього відносна швидкість виведення  $^{137}\text{Cs}$  з м'язової тканини карасів масою 20 г при температурі  $27.5 \text{ }^\circ\text{C}$  буде у два рази вище, а при  $15 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  і  $5 \text{ }^\circ\text{C}$  в 1.6 рази, у 2.5 рази і 4 рази нижче, порівняно з  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ , відповідно. Це узгоджується з нашими результатами за швидкістю виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого ( $k_b=0.0016\pm 0.0006 \text{ дб}^{-1}$ ,  $T_{1/2}=433\pm 162$  дб у відсутності годування при температурі води  $5\pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$  та  $k_b=0.0089\pm 0.0005 \text{ дб}^{-1}$ ,  $T_{1/2}=78\pm 4$  дб при температурі води  $22\pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$  з годуванням риб без збільшення їх маси). З урахуванням біологічного розведення за рахунок збільшення маси риб швидкість зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в рибі

Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М.

збільшувалася пропорційно збільшенню їх маси ( $k_b=0.016\pm 0.002$  діб<sup>-1</sup>,  $T_{1/2}=43\pm 5$  діб) [17].

**Мета дослідження** полягає у визначенні значень швидкостей виведення ( $k_b$ )/періодів напіввиведення <sup>137</sup>Cs з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) при різній температурі води в залежності від маси риби в реальних умовах ЧЗВ, що має також практичне значення як контрзахід для зменшення рівня радіоактивного забруднення риби [6, 9].

**Матеріали і методи дослідження.** Озеро Старуха (51.358174°, 30.207388°) з максимальною глибиною до 2 м на віддаленні 8.1 км на північний схід від ЧАЕС (115°) було використано в якості «чистої» водойми для визначення в природних умовах ЧЗВ швидкості виведення радіонуклідів з радіоактивно забрудненої риби, відібраної з одного з найбільш радіоактивно забрудненої водойми – озера Глибоке (51.444796°, 30.063938°).

Як об'єкт дослідження був обраний карась сріблястий. Радіоактивно забруднені карасі для вивчення динаміки виведення радіонуклідів в «чистому» контрольному оз. Старуха відбиралися з оз. Глибоке. При цьому через труднощі відлову в оз. Глибоке аборигенних карасів малого розміру (20–40 г), використовували попередньо завезених з Києва риби, які

з червня по листопад 2019 р. витримувалися в природних умовах в клітках в оз. Глибоке для радіоактивного забруднення.

Для визначення динаміки очищення риби від радіонуклідів в дві клітки розміром 1×1×1 м, обтягнуті пластиковою сіткою з отворами 1 см 20.11.2019 р., були поміщені дві групи риби по 8 екземплярів з метою прижиттєвого вимірювання в одних і тих самих риби динаміки активності <sup>137</sup>Cs. Для вивчення виведення радіонуклідів з м'язової тканини риби в залежності від маси в клітку#1 потрапили риби з середньою масою 40±6 г, а в клітку#2 – 20±6 г. Відбір проб тканин риби здійснювався на початку і в кінці експерименту для вимірювання активності <sup>137</sup>Cs в лабораторних умовах.

Клітки в воді розташовувалися біля берега водойми на глибині 0.8–1.2 м в літній сезон і 1.2–1.5 м – в зимовий сезон року. Протягом усього періоду проведення досліджень здійснювалися безперервні автоматичні вимірювання температури води за допомогою Onset HOBO UA-001-64 Waterproof Pendant 64K Temperature Data Loggers (Onset Computer Corporation, USA), розміщеного в центральній частині клітки.

Відбір проб води для вимірювання вмісту в ній <sup>137</sup>Cs проводився в різні сезони року шляхом її фільтрації (діаметр пор 0.45–1 μм) безпосередньо в польових

Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М.

умовах під час вимірювання активності радіоцезію в рибі.

Для визначення фонових рівнів були також відібрані м'язова тканина і кістки аборигенних карасів сріблястих з оз. Старуха.

Вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  у воді, а також зразках м'язової тканини проводили в пластикових ємностях (посудині Марінеллі об'ємом 1 л для води та Віаллі об'ємом  $5\text{ см}^3$  і  $10\text{ см}^3$  для зразків органів риб) на низькофоновому  $\gamma$ -спектрометричному комплексі ADCAM-300 з багатоканальним аналізатором ASPEC-927 (програмне забезпечення GammaVision 32) і детектором з високочистого германію GEM-30185 фірми «EG & G ORTEC» (США) з енергетичним розрізненням 1,78 кеВ по лінії  $^{60}\text{Co}$  1,33 МеВ в низькофоновому пасивному захисті. Для вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  у воді і відібраних зразках тканин риби використовували калібрувальні еталонні джерела з відомою активністю при такій самій геометрії.

Для прижиттєвого вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  8 риб з кожної клітки поміщали в ємність Марінеллі об'ємом 1 л з водою, сумарна маса якої доводилася до 1000 г. Вимірювання швидкості рахунку реєстрації гамма-квантів у фотопіку повного поглинання при енергії 661.6 кеВ (ім/с) проводилося протягом 600–1000 с на сцинтиляційному гамма-спектрометрі (СЕГ-05, НПП "АКП", Україна) з пасивним захистом в польових умовах.

Багаторазові вимірювання швидкостей рахунку від 8 живих риб у фотопіку повного поглинання показали, що коефіцієнт варіації вимірювань за рахунок різного положення риби в ємності Марінеллі під час вимірювань не перевищував 20%. Після закінчення експерименту і вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  в зразках тканин риби була отримана кореляційна залежність між активністю  $^{137}\text{Cs}$  в рибі і швидкістю рахунку імпульсів гамма-квантів у фотопіку повного поглинання при енергії 661.6 кеВ для кожної групи з 8 риб в кожній клітці.

Для вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  у воді і відібраних зразках риби використовували калібрувальні еталонні джерела з відомою активністю при такій самій геометрії, а також референтні зразки.

Масу кожної риби визначали на початку і в кінці експерименту, а також після кожного прижиттєвого вимірювання активності. Перед вимірами активності радіонуклідів вимірювалася маса всіх зразків на вагах (KERN pfb) з точністю до 0.01 г і (AXIS AD200) з точністю до 0.001 г.

Для математичного опису метаболізму радіонуклідів в організмі риб, і прогнозування їх радіоактивного забруднення, як правило, використовують двокамерну модель [11, 12, 17, 18]. При переміщенні радіоактивно забрудненої риби в «чисту» водойму швидкість надходження  $^{137}\text{Cs}$  в рибу з кормом і з води буде дорівнює 0. В

Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М.

цьому випадку, при вмісті радіонуклідів в риби в початковий момент часу  $A_f(t=0)$ ,  $B_k$  або питомій активності в риби масою ( $M$ , кг)  $A_f(t=0)/M(t=0)=C_f(t=0)$ ,  $B_k$   $кз^{-1}$

$$A_f(t)/A_f(0) = \exp(-(k'_b + \lambda)t), \quad (1)$$

$$C_f(t)/C_f(0) = (A_f(t)/M(t))/(A_f(0)/M(0)) = \exp(-(k_b + \lambda)t) \quad (2)$$

де  $k'_b$  та  $k_b$  – швидкість зменшення вмісту або питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риби,  $\text{доба}^{-1}$ ;

$T_{1/2}^{bio} = \ln(2)/k_b$  – період біологічного напіввиведення  $^{137}\text{Cs}$ , діб;

$\lambda=6.3 \cdot 10^{-5}$  діб $^{-1}$  постійна радіоактивного розпаду  $^{137}\text{Cs}$ .

Рівняння 1 и 2 використовувалося для визначення швидкості виведення радіонуклідів ( $k'_b$  та  $k_b$ ) з риби в природних умовах при різній температурі води.

### Результати дослідження та їх обговорення.

Протягом експерименту 20.11.2019–06.08.2020 р. (260 днів) в реальних умовах ЧЗВ температура води в оз. Старуха змінювалась від 1.3 до 28.6 °C (Рис. 1а). В осінньо-зимовий сезони року 20.11.2019–04.02.2020 р. температура води змінювалась від 1.3 °C до 7.4 °C (середнє значення 3.7±0.9 °C). У весняно-літній сезони року 05.05.2020–06.08.2020 р. температура води змінювалась від 13.8 °C до 28.6 °C (середнє значення 21.7±4.3 °C). У теплий сезон року для риби було характерне інтенсивне харчування та швидший метаболізм, що пояснює більш високе накопичення та виведення радіонуклідів в організмі риби порівнюючи з зимовим сезоном року [8, 17, 18].

зменшення вмісту (питомої активності) радіонукліда в риби буде описуватися експонентними залежностями [17]:

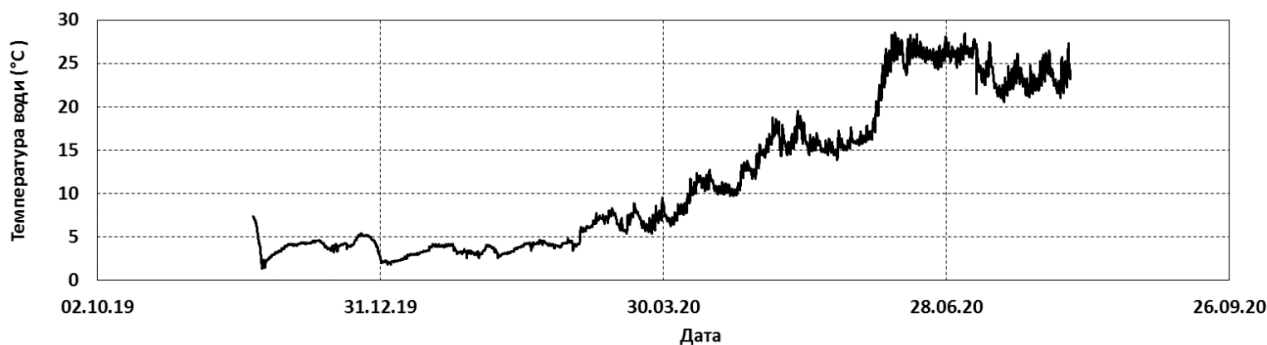
Під час експерименту маса карасів змінювалась однаково в обох групах риби. Протягом 260 днів в клітці#1 маса риби збільшилась в 1.4 раз з 40 до 57 г, а в клітці#2 – в 1.7 раз з 20 до 34 г (Рис. 1б). У холодний сезон року (26.11.2019 – 04.02.2020 р.) маса риби незначно зменшилась на 5%. Інтенсивне зростання маси карасів спостерігалось в травні–липні (1.5 и 1.8 рази), що було пов'язано з різною активністю риби у різні сезони року, різним рівнем метаболізму і харчуванням за зміни температури води [18].

Об'ємна активність  $^{137}\text{Cs}$  у воді оз. Старуха (0.023±0.005 Бк  $\text{кг}^{-1}$ ) була більш ніж на два порядки величини нижче порівняно з оз. Глибоке при однаковій кислотності (pH=7.4), вмісту стабільного  $^{133}\text{Cs}$  і декілька більшому вмісті калію (3.4±0.9 мг  $\text{л}^{-1}$ ). Середня питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині ( $C_f(t=0)$ ) карасів, які були випадково відібрані та мали масу близько 40 г (N = 8) та 20 г (N = 8) на момент початку експерименту

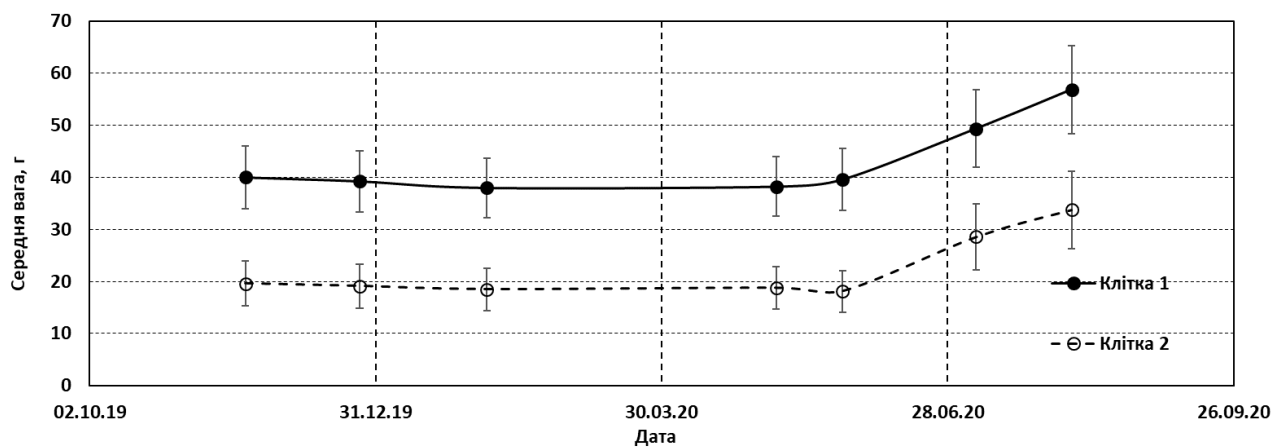


Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М.

20.11.2019 р., достовірно не  $\text{кг}^{-1}$  та  $2.7 \pm 0.8 \text{ кБк кг}^{-1}$  природної маси, відрізнялася і становила  $2.2 \pm 0.6 \text{ кБк}$  відповідно.



а



б

**Рис. 1.** Зміна а – температури води в оз. Старуха та б – середньої маси карасів сріблястих (N=8) під час експерименту з листопада 2019 по серпень 2020 р.

Відносна динаміка зміни активності  $^{137}\text{Cs}$  у організмі карасів в чистій воді протягом 260 днів, отримана шляхом прижиттєвих вимірювань в них активності  $^{137}\text{Cs}$ , наведена на Рис. 2.

Швидкості виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму карасів масою 40 г та 20 г в рамках експоненційної залежності (рівняння 1) для холодного сезону

року (20.11.2019–04.02.2020 р.) становила  $k'_b = 0.0036 \pm 0.0008 \text{ діб}^{-1}$  ( $R^2=0.95$ ) і  $k'_b = 0.0014 \pm 0.0005 \text{ діб}^{-1}$  ( $R^2=0.93$ ) та для теплого сезону року (05.05-06.08.2020) при збільшенні маси риб з 40 до 57 г та з 20 до 34 г –  $k'_b = 0.008 \pm 0.002 \text{ діб}^{-1}$  ( $R^2=0.95$ ) і  $k'_b = 0.011 \pm 0.001 \text{ діб}^{-1}$  ( $R^2=0.98$ ), відповідно – Рис. 2.

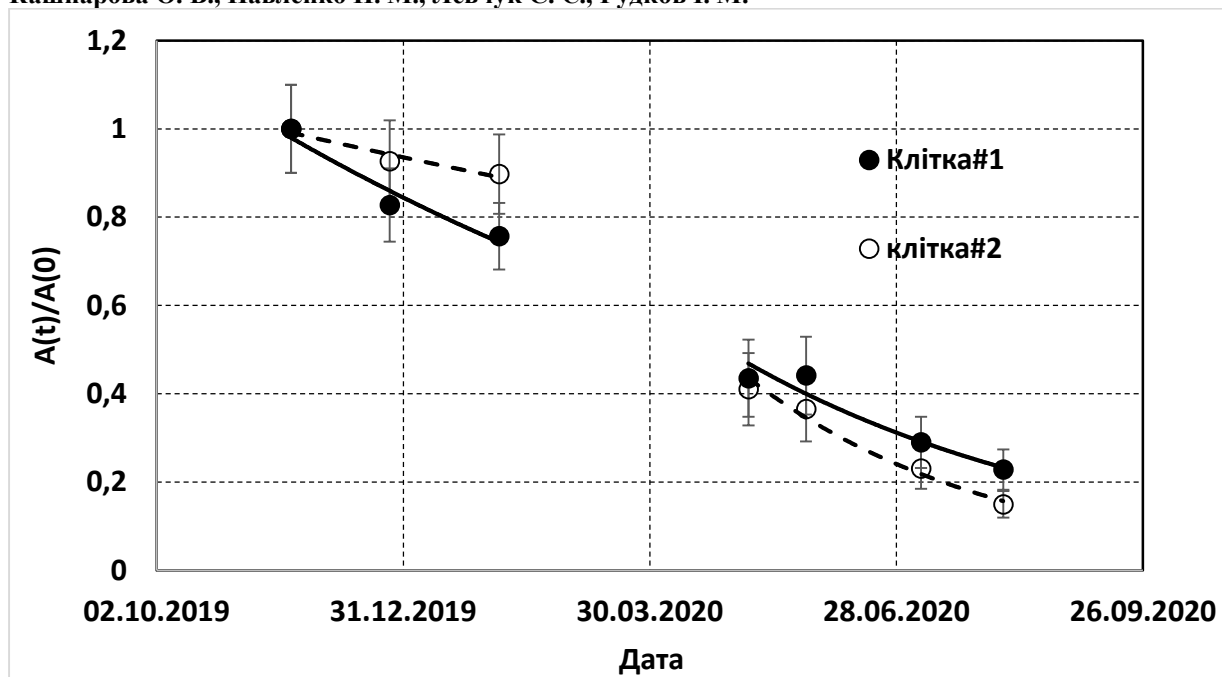


Рис. 2. Динаміка відносної активності  $^{137}\text{Cs}$  у організмі карасів сріблястих.

У холодний сезон року біологічний період напіввиведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму 8 карасів сріблястих масою  $\sim 40$  г та  $\sim 20$  г ( $T_{1/2}^{bio} = 193 \pm 45$  діб та  $T_{1/2}^{bio} = 495 \pm 203$  діб) був у  $2.1 \pm 0.6$  і  $7.9 \pm 2.9$  рази вище в порівнянні з рибами в теплий сезон року ( $T_{1/2}^{bio} = 92 \pm 19$  діб та  $T_{1/2}^{bio} = 63 \pm 6$  діб), відповідно). Це пов'язано з уповільненням метаболізму риб в холодний сезон року та його швидким прискоренням з ростом температури води.

Швидкості зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в організмі карасів сріблястих масою 40 г и 20 г у рамках експоненційної залежності (рівняння 2) для холодного сезону року (20.11.2019–04.02.2020 р.) була дещо нижчою через зменшення маси риб порівняно зі зменшенням активності і

склала  $k_b = 0.003 \pm 0.001$  діб $^{-1}$  і  $k_b = 0.0006 \pm 0.0001$  діб $^{-1}$ . Для теплого сезону року (05.05–06.08.2020 р.) спостерігалась зворотна картина через збільшення маси риб з 40 до 57 г та з 20 до 34 г -  $k_b = 0.012 \pm 0.001$  діб $^{-1}$  і  $k_b = 0.018 \pm 0.001$  діб $^{-1}$ , відповідно.

У холодний сезон року біологічний період напівзменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в організмі карасів сріблястих масою  $\sim 40$  г и  $\sim 20$  г ( $T_{1/2}^{bio} = 231 \pm 98$  діб та  $T_{1/2}^{bio} = 1155 \pm 198$  діб) був у  $4 \pm 2$  та  $30 \pm 4$  рази вище в порівнянні з рибами в теплий сезон року ( $T_{1/2}^{bio} = 58 \pm 5$  діб та  $T_{1/2}^{bio} = 39 \pm 3$  діб), відповідно.

Отримані нами значення біологічного періоду напіввиведення  $^{137}\text{Cs}$  з карасів сріблястих відповідають раніше отриманим величинам для схожих умов і радіоактивного

Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М.

забруднення аналогічної риби в акваріумних експериментах [8, 16-18].

**Висновки і перспективи.** У результаті проведених експериментальних досліджень були отримані значення швидкості/біологічного періоду виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого в різні сезони року при температурі води нижче  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $T_{1/2}^{\text{bio}} = 193 - 495$  діб) та вище  $13\text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $T_{1/2}^{\text{bio}} = 63 - 92$  діб) у залежності від маси риб. Аналіз результатів показав, що в холодний сезон року швидкість виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму риб з масою  $\sim 20$  г була в 3–5 рази нижче

порівняно з рибами масою  $\sim 40$  г. У теплий сезон року спостерігалась зворотна картина – швидкість виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму риб з масою  $\sim 20$  г була в середньому в 1.5 рази більша, ніж у риб з масою  $\sim 40$  г. Отримані результати відповідають даним для аналогічних умов у акваріумних експериментах [8, 16-18] і можуть бути використані для оптимізації застосування контрзаходів, спрямованих на зменшення радіоактивного забруднення риби: часу вилову, застосування чистих кормів, переміщення в «чисті» водойми і т.п.

#### Список використаних джерел

1. Balonov M., Kashparov V., Nikolaenko E., Berkovsky V., Fesenko S. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection*. 2018. Vol. 38. P. 854–867. <https://doi.org/10.1088/1361-6498/aabe34>

2. Garnier-Laplace J., Vray E., Baudin J. P. A dynamic model for radionuclide transfer from water to freshwater fish. *Water, Air, and Soil Pollution*. Kluwer Academic Publishers. 1997. Vol. 98, P. 141-166.

3. Gudkov D. I., Kaglyan A. Ye., Nazarov A. B., Klenus V. G. Dynamics of the Content and Distribution of the Main Dose Forming Radionuclides in Fishes of the Exclusion Zone of the Chernobyl NPS. Begell House, Inc. *Hydrobiological Journal*. 2008. Vol. 44(5), P. 87-104.

4. IAEA, 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Ed. Anspaugh, L. and Balonov, M., Radiological assessment reports series, IAEA, STI/PUB/1239, 166p.

5. IAEA, 2015. The Fukushima Daiichi accident. Technical Volume 4/5. Radiological

Consequences— Vienna: International Atomic Energy Agency, STI/PUB/1710, 250p.

6. IAEA, 2019. Environmental Impact Assessment of the Drawdown of the Chernobyl NPP Cooling Pond as a Basis for Its Decommissioning and Remediation. IAEA-TECDOC-1886. International Atomic Energy Agency, Vienna, 186p.

7. Jeffree R. A., Markich S. J., Oberhaensli F., Teysse J.-L. Radionuclide biokinetics in the Russian sturgeon and phylogenetic consistencies with cartilaginous and bony marine fishes. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2017. Vol. 177, P. 266-279.

8. Kashparova O., Khomutinin Yu., Teien H.-C., Gudkov I. Excretion of  $^{137}\text{Cs}$  from silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) at  $5\text{ }^{\circ}\text{C}$  water temperature. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2020. Vol.4(86). P1-10 <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2020.04.008>

9. Kryshev, A.I. Modelling the accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by age-structured fish population. *Radioprotection – Colloques*. 2002. Vol.37 (C1, 2), P.627 – 632.

10. Lerebours A., Gudkov D., Nagorskaya L., Kaglyan A., Rizewski V., Leshchenko A., Bailey E. H., Bakir A., Ovsyanikova S., Laptev G., Smith J. T. Impact



Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М.

of Environmental Radiation on the Health and Reproductive Status of Fish from Chernobyl. *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol.2(16), P.9442-9450. DOI: 10.1021/acs.est.8b02378

11. Smith J.T. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers Part 2. Uptake by fish. *Science of the Total Environment*. 2006. Vol.368. P.502–518.

12. Smith, J.T., Kudelsky, A. V., Ryabov, I.N., Daire, S.E., Boyer, L., Blust, R.J., Fernandez, J.A., Hadderingh, R.H., Voitsekhoitch, O. V., Uptake and elimination of radiocaesium in fish and the “size effect.” *J. Environ. Radioact.* 2002. Vol.62. P.145–164. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(01\)00157-6](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(01)00157-6)

13. Sundbom M., Meili M., Andersson E., Östlund M., Broberg A. Long-term dynamics of Chernobyl  $^{137}\text{Cs}$  in freshwater fish: quantifying the effect of body size and trophic level. *Journal of Applied Ecology*. 2003. Vol.40. P.228–240.

14. Wada T., Fujita T., Nemoto Y., Shimamura S., Mizuno T., Sohtome T., Kamiyama K., Narita K., Watanabe M., Hata N., Ogata Y., Morita T., Igarashi S. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol.164. P.312-324 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.06.028>

15. Каглян А.Е., Гудков Д.И., Кленус В.Г., Широкая З.О., Поморцева Н.А., Юрчук Л.П., Назаров А.Б. Радионуклиды в аборигенных видах рыб чернобыльской зоны отчуждения. *Ядерна фізика та енергетика*. 2012. №13(3). С. 306-315.

16. Каглян А.Е., Гудков Д. И., Сизоненко В. П., Юрчук Л. П. 2018. Патент № 128443. Спосіб очищення карася сріблястого (*Carassius Gibelio Bloch*) від радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  до гігієнічних радіаційно-безпечних рівнів. опубл. 25.09.2018, бюл. № 18.

17. Кашпарова Е., Теин Х.-С., Левчук С., Павленко В., Салбу Б., Кашпаров В. Динамика выведения  $^{137}\text{Cs}$  из организма серебряного карася (*Carassius gibelio*) при разной температуре воды. *Ядерна фізика та*

*енергетика*. 2019. №20(4). С.411 <https://doi.org/10.15407/jnprae2019.04.411>

18. Кашпарова Е., Теин Х.-С., Левчук С., Процак В., Корепанова К., Салбу Б., Ибатуллин И., Кашпаров В. Динамика поступления  $^{137}\text{Cs}$  из воды в организм серебряного карася (*Carassius gibelio*). *Ядерна фізика та енергетика*. 2020. №21(1). С.064-074 <https://doi.org/10.15407/jnprae2020.01.064>

19. Крышев А.И., Рябов И.Н. Модель расчета загрязнения рыб  $^{137}\text{Cs}$  и ее применение для озера Кожановского (Брянская область). *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2005. №45(3). С. 338-345.

20. Лебедева Г.Д. Влияние различного солевого состава воды на накопление и выведение цезия-137 пресноводной рыбой. *Радиобиология*.1966. №6(4). С.556-559.

21. Хомутигин Ю.В., Кашпаров В. А., Кузьменко А. В. Зависимость коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2011. №51(3). С.374–384.

22. Хомутигин Ю.В., Кашпаров В.А., Кузьменко А.В., Павлюченко В.В. Прогноз динамики и риска превышения допустимого содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в рыбе Киевского водохранилища на поздней фазе Чернобыльской аварии. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2013. № 53(4), С.411–427.

## References

1. Balonov M., Kashparov V., Nikolaenko E., Berkovsky V., Fesenko S. (2018). Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection*, 38, 854–867. <https://doi.org/10.1088/1361-6498/aabe34>

2. Garnier-Laplace J., Vray E., Baudin J. P. (1997). A dynamic model for radionuclide transfer from water to freshwater fish. *Water, Air, and Soil Pollution*. Kluwer Academic Publishers. 98, 141–166.

3. Gudkov D. I., Kaglyan A. Ye., Nazarov A. B., Klenus V. G. (2008). Dynamics

Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М.

of the Content and Distribution of the Main Dose Forming Radionuclides in Fishes of the Exclusion Zone of the Chernobyl NPS. Begell House, Inc. Hydrobiological Journal. 44(5), 87-104.

4. IAEA, 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Ed. Anspaugh, L. and Balonov, M., Radiological assessment reports series, IAEA, STI/PUB/1239, 166p.

5. IAEA, 2015. The Fukushima Daiichi accident. Technical Volume 4/5. Radiological Consequences Vienna: International Atomic Energy Agency, STI/PUB/1710, 250p.

6. IAEA, 2019. Environmental Impact Assessment of the Drawdown of the Chernobyl NPP Cooling Pond as a Basis for Its Decommissioning and Remediation. IAEA-TECDOC-1886. International Atomic Energy Agency, Vienna, 186p.

7. Jeffrey R. A., Markich S. J., Oberhaensli F., Teyssie J.-L. (2017). Radionuclide biokinetics in the Russian sturgeon and phylogenetic consistencies with cartilaginous and bony marine fishes. Journal of Environmental Radioactivity. 177, 266-279.

8. Kashparova O., Khomutinin Yu., Teien H.-C., Gudkov I. (2020). Excretion of <sup>137</sup>Cs from silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) at 5 °C water temperature. Scientific reports of NULES of Ukraine, 4(86), P1-10 <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2020.04.008>

9. Kryshev, A.I. (2002). Modelling the accumulation of <sup>137</sup>Cs by age-structured fish population. Radioprotection – Colloques, 37 (C1, 2), 627 – 632.

10. Lerebours A., Gudkov D., Nagorskaya L., Kaglyan A., Rizewski V., Leshchenko A., Bailey E. H., Bakir A., Ovsyanikova S., Laptev G., Smith J. T. (2018). Impact of Environmental Radiation on the Health and Reproductive Status of Fish from Chernobyl. Environmental Science & Technology, 2(16), 9442-9450. DOI: 10.1021/acs.est.8b02378

11. Smith J.T. (2006). Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers Part 2. Uptake by

fish. Science of the Total Environment, 368, 502–518.

12. Smith, J.T., Kudelsky, A. V., Ryabov, I.N., Daire, S.E., Boyer, L., Blust, R.J., Fernandez, J.A., Haddingh, R.H., Voitsekhovitch, O. V., (2002). Uptake and elimination of radiocaesium in fish and the “size effect.” J. Environ. Radioact. 62, 145–164. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(01\)00157-6](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(01)00157-6)

13. Sundbom M., Meili M., Andersson E., Östlund M., Broberg A. (2003). Long-term dynamics of Chernobyl <sup>137</sup>Cs in freshwater fish: quantifying the effect of body size and trophic level. Journal of Applied Ecology, 40, 228–240.

14. Wada T., Fujita T., Nemoto Y., Shimamura S., Mizuno T., Sohtome T., Kamiyama K., Narita K., Watanabe M., Hatta N., Ogata Y., Morita T., Igarashi S. (2016). Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. Journal of Environmental Radioactivity, 164, 312-324 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.06.028>

15. Kaglyan A. Ye., Gudkov D. I., Klenus V.G., Shirokaya Z.O., Pomortseva N.A., Yurchuk L.P., Nazarov A.B. (2012). Radionuklidy v aboryhennykh vyдах ryb chornobylskoi zony vidchuzhennia [Radionuclides in aboriginal fish species of the Chernobyl exclusion zone]. 13(3), 306-315.

16. Kaglyan A. Ye., Gudkov D. I., Sizonenko V.P., Yurchuk L.P. (2018). Method of cleaning silver carp (*Carassius gibelio* Bloch) from <sup>137</sup>Cs radionuclide to hygienic radiation-safe levels. Patent of Ukraine for useful model. № 1 28443. Published 25.09.2018, № 18.

17. Kashparova E., Teien H.-C., Levchuk S., Pavlenko V., Salbu B., Ibatullin I., Kashparov V. (2019) Dynamika vyvedennia <sup>137</sup>Cs z orhanizmu sribnoho karasia (*Carassius gibelio*) pry rizzni temperaturi vody [Dynamics of the <sup>137</sup>Cs excretion from Prussian carp (*Carassius gibelio*) at different water temperatures]. Nuclear physics and atomic energy, 20(4), 411 <https://doi.org/10.15407/jnpae2019.04.411>

18. Kashparova E., Teien H.-C., Levchuk S., Protsak V., Karepanova D., Salbu

Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М.

В., Ibatullin I., Kashparov V. (2020). Dynamika nakopychennia  $^{137}\text{Cs}$  z vody do karasia sribliastoho (*Carassius gibelio*) pry riznykh temperaturakh vody [Dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  uptake from water to prussian carp (*Carassius gibelio*) at different water temperatures]. Nuclear physics and atomic energy, 21(1), 064-074 <https://doi.org/10.15407/jnpae2020.01.064>

19. Krushev A. I., Ryabov I.N. (2005). Model rozrakhunku zabrudnennia ryb  $^{137}\text{Cs}$  ta yii zastosuvannia dlia ozera Kozhanovskoe (Brianska oblast) [A model for calculating fish pollution with  $^{137}\text{Cs}$  and its application for Lake Kozhanovsky (Bryansk region)]. Radiation biology. Radioecology, 45 (3), 338-345.

20. Lebedeva H.D. (1966). Vplyv riznoho solovoho skladu vody na nakopychennia i vyvedennia tseziu-137 prisnovodnoi ryboiu [Influence of different salt composition of water on the accumulation and excretion of cesium-137 by freshwater fish]. Radiobiology, 6(4), 556-559.

21. Khomutinin Yu.V., Kashparov V.O., Kuzmenko A.V. (2011). Zalezhnist koefitsiientiv nakopychennia  $^{137}\text{Cs}$  ta  $^{90}\text{Sr}$  ryboiu vid vmistu kaliuu i kaltsiiu v vodi prisnovodnoho vodoimyshcha [Dependence of the accumulation coefficients of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  by fish on the content of potassium and calcium in the water of a freshwater reservoir]. Radiation biology. Radioecology, 51 (3), 374-384.

22. Khomutinin Yu.V., Kashparov V.A., Kuzmenko A.V., Pavlyuchenko V.V. (2013). Prohnoz dynamiky i ryzyku perevyshchennia dopustymoho vmistu  $^{137}\text{Cs}$  ta  $^{90}\text{Sr}$  v rybi Kyivskoho vodoskhovyshcha na piznii fazi Chornobylskoi avarii [Forecast of dynamics and risk of exceeding the permissible content of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in fish from the Kiev reservoir at the late phase of the Chernobyl accident]. Radiation biology. Radioecology. 53(4), 411-427.

## ПОДЯКА

Автори висловлюють подяку НУБіП України за підтримку цієї роботи у рамках теми 110/1-пр-2019 (№ держреєстрації 0119U100844) «Встановлення гранично допустимих концентрацій радіонуклідів у водоймах на основі метаболізму цезію та стронцію у риб» і гранту СРЕА-2015/10108 Норвезького центру міжнародного співробітництва в галузі освіти /the Norwegian Centre for International Cooperation in Education (SiU) «Joint Ukrainian-Norwegian education programme in Environmental Radioactivity».

## THE EXCRETION OF $^{137}\text{Cs}$ FROM SILVER PRUSSIAN CARP (*CARASSIUS GIBELIO*) WITH DIFFERENT WATER TEMPERATURE UNDER NATURE CONDITIONS IN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

O. Kashparova, P. Pavlenko, S. Levchuk, I. Gudkov

**Abstract.** After the accident at the Chernobyl nuclear power plant, the activity concentration of radionuclides in fish reached hundreds of  $\text{kBq kg}^{-1}$ . Determination in the dynamics of the content of radionuclides in the body of fish is necessary for the radiation protection of humans and the environment. The data presented in the literature are extremely contradictory and such large differences in the main parameters of radionuclide metabolism in fish require clarification in nature conditions.

The aim of this work was to determine the rate of excretion (biological half-life) of  $^{137}\text{Cs}$  from the body of silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) at different water temperatures (1-29 °C) depending on the weight of the fish (20±5 and 40±6 g) in real conditions of the Chernobyl Exclusion Zone.

Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М.

*As a result of experimental studies, the values of the biological half-life of  $^{137}\text{Cs}$  for silver carp was 193-495 days at water temperature  $3.7\pm 0.9$  °C and 63-92 days at water temperature  $22\pm 4$  °C were obtained. Due to an increase in the weight of fish (biodilution) at water temperatures  $> 13$  °C, the half-life of the activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in the muscle tissue of fish decreased to 39-58 day<sup>-1</sup>. The obtained data correspond to the previously obtained values in aquarium experiments.*

*The results obtained in this work show that the level of radioactive contamination of fish in winter will change slightly compared to summer time, which is also confirmed by experimental data obtained in aquarium experiments.*

**Keywords:**  $^{137}\text{Cs}$ , radioecology, *Carassius gibelio*, Chernobyl accident, radioactive contamination radionuclide excretion rate