

## ВПЛИВ ГІДРОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ НА ФОРМУВАННЯ РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ГІДРОБІОНТІВ

О. М. Волкова, В. В. Беляєв

*Інститут гідробіології НАН України, Київ*

Вивчався вплив швидкості водообміну водойм та особливостей транспорту радіонуклідів з водними масами дніпровських водосховищ на процеси накопичення  $^{137}\text{Cs}$  гідробіонтами різних трофічних рівнів. Установлено залежність між рівнями накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами та швидкістю зовнішнього водообміну водойм. Показано, що на формування рівнів вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у вищих водяних рослинах впливають особливості переміщення в каскаді дніпровських водосховищ забруднених під час весняних повеней водних мас. Формування рівнів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами дніпровських водосховищ залежить від щільності випадіння радіонукліда на поверхню водосховищ та кількості радіонукліда, зосередженого в екосистемі.

### Вступ

Формування радіонуклідного забруднення біотичних компонентів наземних екосистем відбувається за дії низки чинників, серед яких одними з вирішальних вважаються щільність та форми випадіння радіоактивних речовин на поверхню ґрунту та ландшафтно-геохімічні особливості міграції радіонуклідів у ґрунтово-рослинному покриві різних ґрунтово-кліматичних зон [1]. Специфіка існування організмів у водних екосистемах полягає в тому, що континентальні водойми можуть відігравати роль як транспортних магістралей для перенесення радіонуклідів із забруднених до чистих водойм, так і резервуарів для накопичення радіоактивних елементів. Тобто гідрологічні особливості функціонування водойм є додатковими чинниками, що істотно впливають на рівні накопичення радіонуклідів біотичними компонентами водних екосистем та діють за будь-яких умов надходження радіоактивних речовин до водного середовища.

Метою нашої роботи було визначення впливу швидкості зовнішнього водообміну і транспорту  $^{137}\text{Cs}$  з водними масами на процеси формування радіонуклідного забруднення гідробіонтів різних трофічних рівнів.

### Матеріали та методи

У роботі використано результати досліджень, проведених у 1989 - 2003 рр. на дніпровських водосховищах [2], штучних водоймах і замкненому озері північної частини Рівненської області [3]. Об'єктами досліджень були вищі водяні рослини (рдесник пронизанолистий) та риби (плоскирка, лящ звичайний, плітка звичайна, карась сріблястий, окунь річковий, щука звичайна, судак звичайний). Питому активність  $^{137}\text{Cs}$  у зразках гідробіонтів визначали стандартними гамма-спектрометричними методами. У роботі наведено середньорічні показники вмісту радіонукліда

в гідробіонтах. Питому активність наведено в бекерелях на кілограм повітряно-сухої маси для вищих водяних рослин та в бекерелях на кілограм маси при природній вологості для риб.

### Результати досліджень та їх обговорення

Можна припустити, що за умов хронічного надходження радіонуклідів до водних екосистем кількість  $^{137}\text{Cs}$ , який затримується у водоймах з уповільненою течією, залежить від швидкості зовнішнього водообміну. У [4, 5] на основі експериментальних досліджень було запропоновано модель самоочищення водних мас від радіонуклідного забруднення:

$$A = A_0 \exp(-t \cdot \ln 2 / T_{1/2}), \quad (1)$$

де  $A$  – активність радіонукліда у водних масах у момент часу  $t$ , Бк;  $A_0$  – початкова активність радіонукліда у водних масах, Бк;  $t$  – час знаходження радіонукліда у водних масах водойми, роки;  $T_{1/2}$  – період напівочищення від радіонукліда водних мас, роки.

З іншого боку, для водосховищ час знаходження радіонукліда у водних масах дорівнює часу проходження водних мас через водойму або, у першому наближенні, періоду водообміну водойми [6]. Тоді з формули (1) кількість радіонукліда, що транзитом проходить водойму, дорівнює

$$A/A_0 = \exp(-\ln 2 \cdot \tau / T_{1/2}) = \exp(-\ln 2 / (KT_{1/2})), \quad (2)$$

де  $\tau$  – період водообміну, роки;  $K$  – коефіцієнт водообміну, рік<sup>-1</sup>.

Виходячи з даних про приток та винос  $^{137}\text{Cs}$  [7], за формулою (2) ми визначили період напівочищення водних мас Київського водосховища від  $^{137}\text{Cs}$ . Згідно з проведеними розрахунками, цей період дорівнює  $60 \pm 14$  діб, при цьому для розчинної форми радіонукліда –  $111 \pm 39$  діб, для сорбованої на зависях –  $27 \pm 5$  діб.

Аналіз формули (2) показує, що важливе значення у процесах самоочищення водних мас має коефіцієнт водообміну водойми – із зменшенням коефіцієнта водообміну збільшується кількість  $^{137}\text{Cs}$ , що надходить до донних відкладів із водних мас (рис. 1).

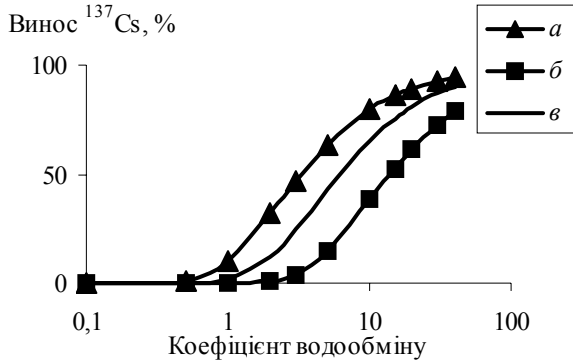


Рис. 1. Залежність між виносом  $^{137}\text{Cs}$  та коефіцієнтом водообміну водойми: *a* – розчинна форма; *б* – сорбована на зависях форма; *в* – загальна кількість  $^{137}\text{Cs}$  у водних масах.

У результаті проведених розрахунків ми визначили відносну частину  $^{137}\text{Cs}$ , що транзитом проходить екосистему у водоймах з різними коефіцієнтами водообміну. У водоймах із коефіцієнтом водообміну  $\approx 1$  близько 95 % радіонукліда залишається в екосистемі. Якщо коефіцієнт водообміну дорівнює 10, в екосистемі затримується близько 35 %, а при збільшенні коефіцієнта водообміну до 40 – тільки 10 %  $^{137}\text{Cs}$ . Серед досліджених нами водойм коефіцієнти водообміну  $\leq 1$  притаманні озерам; 1 - 10 – більшості ставів, Кременчуцькому та Каховському водосховищам,  $> 10$  – Київському, Канівському, Дніпродзержинському та Запорізькому водосховищам. Упродовж весняної повені багатководних років коефіцієнт водообміну Дніпродзержинського та Запорізького водосховищ може перевищувати 40 [6, 8].

Отже, відносна кількість  $^{137}\text{Cs}$ , яка затримується у водних екосистемах, збільшується з уповільненням водообміну водойм, що, у свою чергу, впливає на рівні накопичення радіонукліда гідробіонтами. На прикладі трьох водойм – замкненого озера та ставів із різним коефіцієнтом водообміну – нами показано залежність рівнів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами від швидкості водообміну водойм (рис. 2). Для водозбірних територій досліджених водойм характерні приблизно однакова щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  ( $185 \text{ kBк/м}^2$ ) і подібні кліматичні та геоландшафтні умови. Враховуючи те, що вміст радіонукліда визначали в організмі риб близьких вікових груп та з однаковим типом живлення, ми маємо підставу вва-

жати, що різні рівні накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами в основному були обумовлені різними коефіцієнтами водообміну досліджених водойм.

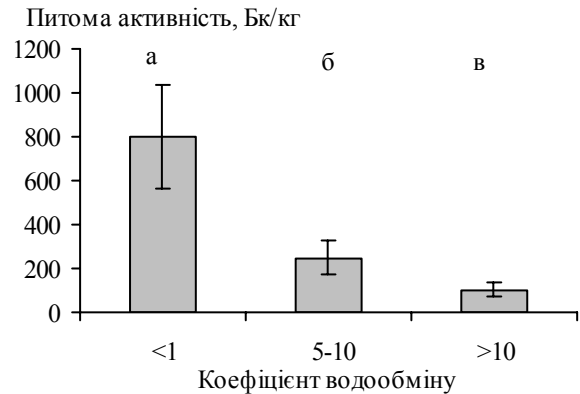


Рис. 2. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рибах-бентофагах (карась сріблястий, плітка) водойм із різним коефіцієнтом водообміну: *a* – замкнене озеро; *б*, *в* – стави на території Рокитнівського району Рівненської області.

Однак за умов нерівномірного характеру радіонуклідного забруднення території України в багатьох випадках буває важко відокремити роль швидкості водообміну водойм у формуванні радіонуклідного забруднення гідробіонтів від дії іншого вагомого чинника – щільності випадіння радіонуклідів на поверхню та площу водозбору. Наприклад, щільність випадіння  $^{137}\text{Cs}$  у складі аерозолів на водну поверхню Київського водосховища була в 110 разів більшою, ніж на поверхню Каховського [8], що виявилось значно сильнішим чинником формування підвищених рівнів накопичення радіонуклідів гідробіонтами верхнього в каскаді водосховища порівняно з впливом уповільненого водообміну нижнього.

Розглянемо вплив гідродинамічних особливостей міграції радіоактивних речовин по каскаду дніпровських водосховищ на формування рівнів радіонуклідного забруднення гідробіонтів. На початковому етапі забруднення Дніпровської водної системи внаслідок аварії рівні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у водних організмах значною мірою були обумовлені щільністю випадіння радіоактивних аерозолів на поверхню водосховищ, яка зменшувалася із зростанням відстані від ЧАЕС. Тому впродовж перших 5 - 6 років після аварії спостерігалось закономірне зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в гідробіонтах від Київського до розташованих нижче за течією Дніпра водосховищ [9].

Із часом унаслідок змиву забруднених  $^{137}\text{Cs}$  донних відкладів із мілководних до глибоководних ділянок водосховищ, процесів мулонакопичення, що призводять до захоронення  $^{137}\text{Cs}$  у глибоких шарах донних відкладів та зменшення середньорічних концентрацій радіонукліда у во-

ді, на формування рівнів вмісту радіонукліда у вищих водяних рослинах збільшувався вплив надходження  $^{137}\text{Cs}$  у водосховища з водозбірної площі р. Прип'ять під час весняних повеней. Радіонукліди надходили до екосистеми каскаду водосховищ із повеневидами, і, згідно з даними літературних джерел, у воді р. Прип'ять питома активність розчиненого у воді  $^{137}\text{Cs}$  підвищувалася, відносно середньорічних величин, у два - три, інколи у 10 разів [10]. У середній за водністю рік фронт забруднених радіонуклідами повеневидами вод проходить Київське водосховище за 17 діб, Канівське – за 10, Кременчуцьке – за

51 добу. При цьому за час проходження Канівського водосховища концентрація  $^{137}\text{Cs}$  у водах забрудненого фронту зменшується у два рази, Кременчуцького – у п'ять разів [11]. Знаходження повеневидами вод в екосистемі Кременчуцького водосховища впродовж вегетаційного сезону істотно впливало на рівні накопичення  $^{137}\text{Cs}$  вищими водяними рослинами. У той час, як вміст радіонукліда у рдесника пронизанололистого Київського водосховища із плином часу поступово зменшувався, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рослинах Кременчуцького водосховища впродовж тривалого часу залишалася на високому рівні (рис. 3).

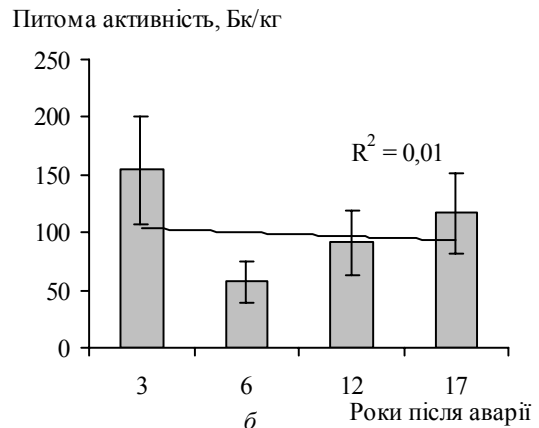
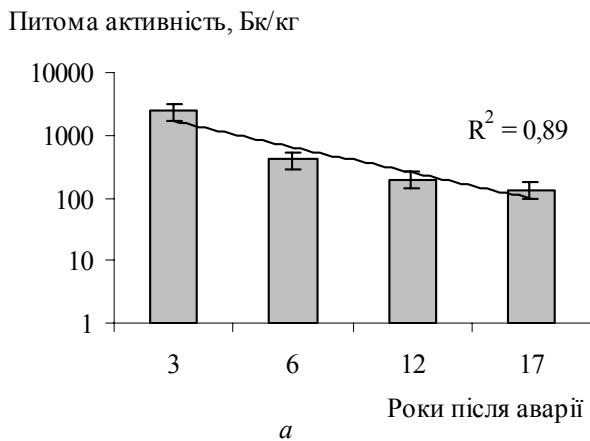


Рис. 3. Динаміка вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у рдесника пронизанололистого Київського (а) та Кременчуцького (б) водосховищ.

За умов хронічного надходження радіонуклідів у дніпровські водосховища через 17 років після аварії сформувалися порівняно близькі рівні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у вищих водяних рослин Київського, Канівського та Кременчуцького водосховищ, проте виникла значна різниця між питомою активністю зазначеного радіонукліда в рослинах трьох верхніх дніпровських водосховищ та в рослинах водосховищ, розташованих нижче за течією Дніпра (рис. 4).

Дещо іншим був характер формування у просторі та часі рівнів вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у рибах дніпровських водосховищ. Раніше в наших роботах [9, 11, 12] та в публікаціях інших авторів [13] було показано, що впродовж перших кількох місяців після аварії на ЧАЕС вміст  $^{137}\text{Cs}$  у риб-бентофагів Київського та Канівського водосховищ був вищим, ніж у хижих видах. У подальшому в екосистемах усіх дніпровських водосховищ відновилася притаманна для доаварійного періоду величина співвідношення між ланками трофічного ланцюга “риби-бентофаги – хижі риби”, що з 1990 р. і до теперішнього часу становить 2 - 3, тобто питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у риб хижих видів у два - три рази вища, ніж у риб-бентофагів [2, 11, 14, 15]. При цьому величини варіацій питомої активності риб різних трофічних рівнів у кожному окремому водосховищі в основному були меншими, ніж величини варіації питомої активності риб у різних водосховищах. Ураховуючи сказане, ми дійшли висновку про можливість усереднення результатів визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у риб різних видів, що дасть змогу наочно відобразити загальні закономірності формування радіонуклідного забруднення риб у часі та просторі. Результати проведених досліджень показали, що впродовж 1991 - 2003 рр.

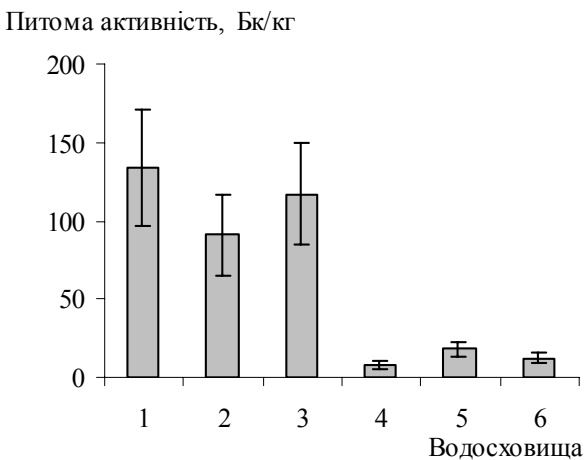


Рис. 4. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рдесника пронизанололистого дніпровських водосховищ, 2003 р.: 1 – Київське; 2 – Канівське; 3 – Кременчуцьке; 4 – Дніпродзержинське; 5 – Запорізьке; 6 – Каховське.

питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рибах Київського та Канівського водосховищ була вищою, ніж у

представниках іхтіофауни Кременчуцького, Запорізького та Каховського водосховищ (рис. 5).

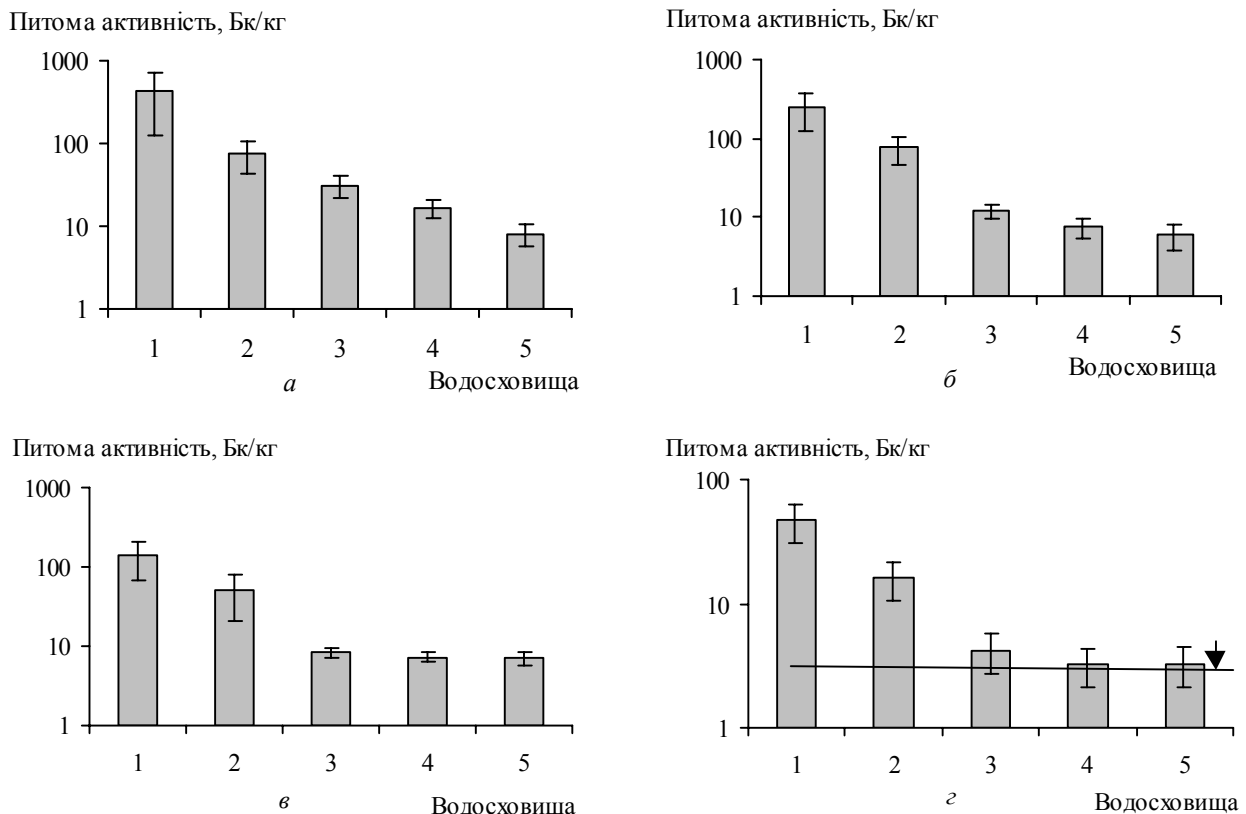


Рис. 5. Середня питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рибах дніпровських водосховищ: а – 1991 р.; б – 1993 р.; в – 1995 р.; г – 2003 р.; 1 – Київське; 2 – Канівське; 3 – Кременчуцьке; 4 – Запорізьке; 5 – Каховське (стрілкою відзначено доаварійний рівень вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у рибах, за даними [16]).

Через 17 років після аварії на ЧАЕС, відповідно до рівнів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами, каскад дніпровських водосховищ можна було розподілити на дві ділянки – Київське й Канівське водосховища та водосховища, що розташовані нижче за течією Дніпра. При цьому питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рибах Кременчуцького, Запорізького та Каховського водосховищ не перевищувала характерних для доаварійного періоду величин.

Природу відмінностей динаміки формування у просторі та часі вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у гідробіонтах різних трофічних рівнів можна пояснити різними шляхами надходження радіонукліда до водних організмів. Продукенти, до яких належать вищі водні рослини, зокрема рдесник пронизанолістий, поглинають радіонукліди безпосередньо із водного середовища. Період їх активної вегетації та приросту біомаси припадає саме на час підвищення концентрації радіонуклідів у воді Кременчуцького водосховища, що й обумовило збереження високих рівнів вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у рослинах цієї водойми. До організму риб, які є представниками кінцевих ланок трофічних ланцюгів у водних екосистемах,  $^{137}\text{Cs}$  надходить опосередковано – з об'єктами живлення [17]. Риbam при-

таманий надзвичайно широкий спектр живлення, що може змінюватися на різних стадіях онтогенезу, залежно від сезону року, особливостей структури кормової бази в окремих водоймах та з багатьох інших причин. Крім того, риби мають можливість мігрувати з мілководних ділянок водосховищ до глибоководних і навпаки, що дозволяє їм житися в різних біотопах. Отже, риб можна вважати своєрідними інтеграторами середньорічної радіоекологічної ситуації у великих водосховищах. Саме тому формування рівнів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами в основному залежало від первинного забруднення водосховищ та від загальної кількості цього радіонукліда, зосередженого в екосистемах, ніж від особливостей транспорту в каскаді дніпровських водосховищ.

## Висновки

Установлено залежність між швидкістю зовнішнього водообміну водойм та загальною кількістю  $^{137}\text{Cs}$ , який після надходження в екосистему затримується у водоймі. Збільшення кількості зосередженого у водних екосистемах  $^{137}\text{Cs}$  активізує біотичну міграцію та депонування радіону-

кліда в кінцевих ланках трофічних ланцюгів гідробіонтів. Тимчасове підвищення концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у воді за певних умов може істотно вплива-

ти на формування рівнів вмісту радіонукліда у вищих водяних рослинах.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Т. II. - Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. - 400 с.
2. Волкова Е.Н., Беляев В.В., Зарубин О.Л. и др. Динамика содержания  $^{137}\text{Cs}$  в гидробионтах днепровских водохранилищ // Наук. записки Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Спец. вип. Гідроекологія. - 2005. - № 3 (26). - С. 66 - 68.
3. Волкова Е.Н., Беляев В.В., Широкая З.О. и др. Радиоактивное загрязнение водоемов Украинского Полесья и формы нахождения радионуклидов в некоторых компонентах водных экосистем // Гидробиол. журн. - 2000. - Т. 39, № 4. - С. 50 - 65.
4. Егоров Ю.А., Казаков С.В. Прогнозирование накопления радионуклидов в основных компонентах экосистем водоемов-охладителей АЭС и оценка допустимого сброса радионуклидов в водоем // Радиационная безопасность и защита / Под общ. ред. Ю. А. Егорова. - М.: Энергоатомиздат, 1987. - Вып.12. - С. 107-116.
5. Егоров Ю.А., Казаков С.В., Леонов С.В. и др. Оценка эффекта самоочищения воды водоемов-охладителей АЭС от радиоактивных веществ // Радиационная безопасность и защита АЭС / Под общ. ред. Ю. А. Егорова. - М.: Энергоатомиздат, 1985. - Вып. 9. - С. 204 - 209.
6. Тимченко В.М. Экологическая гидрология Днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. - 2006. - Т. 42, № 3. - С. 81 - 96.
7. Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии / Под ред. У. Сансоне и О. Войцеховича. - Чернобыль: Чернобыль-інтерінформ, 1996. - 196 с.
8. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на ЧАЭС / Под ред. О. В. Войцеховича. - К.: Чернобыль-інтерінформ, 1997. - Т. 1 - 308 с.
9. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / В. Д. Романенко, М. И. Кузьменко, Н. Ю. Евтушенко и др. - К.: Наук. думка, 1992. - 194 с.
10. Радіаційний стан зони відчуження в 2005 році / Б. О. Годун, В. В. Деревець, С. І. Кірсєв та ін. // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 2006. - № 1(27), квітень 2006. - С. 5 - 24.
11. Радіонукліди у водних екосистемах України / М. І. Кузьменко, В. Д. Романенко, В. В. Деревець та ін. - К.: Чорнобиль-інтерінформ, 2001. - 318 с.
12. Волкова Е.Н. Накопление радионуклидов промысловыми видами рыб Днепровских водохранилищ: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. - К., 1990. - 16 с.
13. Рябов И.Н. Особенности экологии рыб в водоемах, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС: Автореф. дис. ... доктора биол. наук. - М., 1998. - 50 с.
14. Волкова О.М. Формування радіонуклідного забруднення іхтіофауни прісноводних водойм України // Наук. вісник Нац. аграр. ун-ту. - К., 2006. - Вип.102. - С. 53 - 60.
15. Гидроэкологические уроки аварии на Чернобыльской АЭС / В. Д. Романенко, Д. И. Гудков, В. Г. Кленус и др. // Гидробиол. журн. - 2006. - Т.42, № 4. - С. 3 - 37.
16. Антоненко Т.М. Радиоекологическое исследование накопления, распределения и миграции цезия-137 в водоемах степной зоны Украины: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. - Севастополь, 1978. - 28 с.
17. Флейшман Д.Г. О путях поступления радиоизотопов в организм рыб // Проблемы радиоекологии водных организмов: Тр. Ин-та экологии растений и животных. - Свердловск, 1971. - С. 123 - 127.

### ВЛИЯНИЕ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА ФОРМИРОВАНИЕ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ГИДРОБИОНТОВ

Е. Н. Волкова, В. В. Беляев

Изучалось влияние скорости водообмена водоемов и особенностей транспорта радионуклидов с водными массами днепровских водохранилищ на процессы накопления  $^{137}\text{Cs}$  гидробионтами разных трофических уровней. Установлена зависимость между уровнями накопления  $^{137}\text{Cs}$  рыбами и скоро-

стью внешнего водообмена водоемов. Показано, что на формирование уровней содержания  $^{137}\text{Cs}$  в высших водных растениях влияют особенности перемещения в каскаде днепровских водохранилищ загрязненных во время весенних паводков водных масс. Формирование уровней накопления  $^{137}\text{Cs}$  рыбами днепровских водохранилищ зависит от плотности выпадений радионуклида на поверхность водохранилищ и общего количества радионуклида в экосистеме.

## INFLUENCE OF HYDROLOGICAL FACTORS ON FORMATION OF RADIONUCLIDE CONTAMINATION OF THE HYDROBIONTS

**O. M. Volkova, V. V. Belyaev**

Influence of water exchange reservoir speed and peculiarities of radionuclides transportation with water masses of Dnieper reservoir to the process of accumulation  $^{137}\text{Cs}$  of hydrobionts of different trofic links was investigated. The dependence of levels of accumulation  $^{137}\text{Cs}$  of the Fishes from the speed of water-reservoir exchange is defined. The influence of peculiarities of transportation along the cascade of the Dnieper transportation water reservoir, which were polluted during the spring floods, on the formation of  $^{137}\text{Cs}$  content in higher aquatic plants are determined. Formation of levels of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation by the fishes depends on nuclear fall-out density to surface of the reservoir and on the quantity of radionuclide in the ecological system.

Надійшла до редакції 09.02.09,  
після доопрацювання - 25.03.09.