

ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У КИЇВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ

¹Василенко О.В., ²Зіньковська Н.Г.

¹Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка

²Кременецька обласна гуманітарно-педагогічна академія ім. Т.Г. Шевченка

e-mail: vasylenko_ol@ukr.net

Після аварії на ЧАЕС в зону 30-кілометрового забруднення потрапила нижня ділянка Прип'яті та верхня частина Київського водосховища. До водойм Дніпровського каскаду із поверхневим стоком стали надходити радіонукліди не лише із зони відчуження ЧАЕС, але із всієї площі водозабору Дніпра. Найбільш інтенсивно забруднене радіонуклідами виявилось Київське водосховище. Ця проблема залишається актуальною уже 30 років поспіль, оскільки у дніпровських водосховищах акумульовано майже 70% водних ресурсів країни,

Згідно епізодичного радіоекологічного моніторингу, що проводився підрозділами Міністерства охорони здоров'я вміст ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs у воді р. Дніпро та Київського водосховища в доаварійний період був на рівні 0,001-0,01 Бк/дм³ [2]. У травні 1986р згідно радіоекологічних досліджень, проведених співробітниками Інституту гідробіології НАН, у воді Київського водосховища були визначені церій-141 та -144, йод-131, рутеній-103 та -106, барій-140, цезій-134 та-137, цирконій-95, ніобій-95, лантан-140, празеодим-144, стронцій-89 та -90. Їх вміст у воді коливався від 0,04 до 2294,00 Бк/дм³ [6].

На початковому етапі після вибуху на ЧАЕС вміст радіонуклідів залежав від щільності радіоактивних опадів на водну поверхню. Величина опадів цезію та стронцію на водну поверхню Київського водосховища в

1986 році становила для ^{137}Cs $6,18 \times 10^{13}$ Бк ($6,70 \times 10^{10}$ Бк/км²), для ^{90}Sr $1,85 \times 10^{13}$ Бк ($2,00 \times 10^{10}$ Бк/км²). Надалі радіонуклідне забруднення формувалося за рахунок річкового стоку, природних процесів самоочищення територій водозабору та седиментації річкового наносу [8]. Радіонуклідне забруднення води в основному визначалося короткоіснуючими радіонуклідами і в першу чергу ^{131}I , вклад якого у загальну радіоактивність води становив 80-90% [6]. Початкова концентрація ^{131}I швидко зменшилися, передусім, завдяки фізичному розпаду. На сьогодні у формуванні радіоекологічної ситуації визначальними є довгоіснуючі радіонукліди, зокрема ^{90}Sr та ^{137}Cs [3]. Для радіонуклідів, утворених внаслідок аварії на ЧАЕС Київське водосховище виступило в ролі своєрідного депо [8]. У довгостроковій перспективі вторинне забруднення зумовлюється вимиванням довгоживучих ^{137}Cs і ^{90}Sr із забруднених ґрунтів, та їх перенесенням з донних відкладів.

Зменшення вмісту радіонуклідів у Київському водосховищі значною мірою визначається незарегульованим стоком Дніпра (70% притоку, у порівнянні зі стоком Прип'яті – 27%), що розбавляє забруднені води. Тому середня водність року відіграє важливу роль у формуванні концентрацій радіонуклідів, зокрема ^{137}Cs і ^{90}Sr . Так у середньому по водності 1990 р. у Київському водосховищі концентрація розчиненого у воді ^{90}Sr у Прип'ятському відрозі була в 3,2 вищою, ніж у Дніпровському, а ^{137}Cs – в 2,9 рази. При змішуванні прип'ятської та дніпровської вод вміст цих радіонуклідів у Київському водосховищі зменшився у 1,4 та 1,7 рази відповідно. У 1992 р., що відрізнявся маловодністю, в період весняної повені концентрація ^{137}Cs і ^{90}Sr у Прип'ятському відрозі Київського водосховища перевищувала концентрації цих же радіонуклідів у Дніпровському у 10,3 та 26,3 рази відповідно. Змішування вод значно зменшило концентрації цих радіонуклідів, зокрема ^{137}Cs – у 6,3 рази, а ^{90}Sr

– у 12,1 рази. У багатководний 1994 р., у період весняної повені вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у Прип'ятському відрозі був вищим, ніж у Дніпровському у 3,5 та 5,5 рази відповідно. При змішуванні вод у пригреблевій ділянці вміст цих радіонуклідів зменшився по ^{137}Cs у 1,7 раза, а по ^{90}Sr – у 16,5 раза.

Згідно досліджень, проведених співробітниками Інституту гідробіології, в Київському водосховищі, як і в решті водосховищ Дніпровського каскаду, спостерігалась тенденція до зменшення розчиненого у воді ^{137}Cs і ^{90}Sr до 1992 р. При цьому концентрації розчиненого у воді цезію знизились до доаварійних рівнів, а по стронцію – перевищували їх [5]. В період 1992-1993 рр. внаслідок будівництва протипаводкових дамб на лівобережних заплавах, як найбільш забруднених територіях, через зміну гідрологічного режиму заплавних потоків, збільшилась частка розчинених радіонуклідів внаслідок заболочення та збільшення вмісту гумінових та фульвокислот. Це сприяло десорбції радіонуклідів, насамперед ^{90}Sr , який утворює з фульвокислотами розчинні комплекси [4].

Важливим у формуванні радіоактивного забруднення є катіонний склад води, а саме співвідношення суми Ca^{2+} і Mg^{2+} до суми Na^+ і K^+ , оскільки ^{137}Cs є хімічним аналогом калію, а ^{90}Sr – кальцію [4]. За період 1987-1995 рр. у Київському водосховищі затримувалось 8-33% ^{90}Sr , що в середньому відповідає періоду напівочищення 188 ± 145 діб. В наступних водосховищах Дніпровського каскаду цей період значно збільшувався. Це свідчить про наявність швидкої та повільної компоненти. Зі зменшенням водообміну у водоймі збільшується частка ^{90}Sr , що виводиться з повільною компонентою, а отже збільшується і загальна частка цього радіонукліду, що призводить до формального зменшення періоду напівочищення водних мас, який розраховувався для однокомпонентної схеми [1]. На відміну від ^{90}Sr , що мігрує з водними масами в основному в

розчиненому вигляді, ізотопи цезію мігрують як в розчиненій, так і в сорбованій на зависях формі. В Київському водосховищі період напівочищення водних мас від сорбованого ^{137}Cs становить 27 ± 5 діб, розчиненого 111 ± 39 діб. Середній період напіврозпаду водних мас Київського водосховища від ^{137}Cs становить 60 ± 14 діб. В діапазоні водообміну, характерного для Київського водосховища, не встановлено взаємозв'язку швидкості очищення від ^{137}Cs і коефіцієнтом водообміну [1].

Станом на 2010-2012 рр. сумарна бета-активність вод Київського водосховища змінювалась від 0,15 до 0,59 Бк/дм³. При цьому спостерігали зростання показника у всіх джерелах водопостачання у водопільний період. Об'ємна питома щільність ^{137}Cs була в діапазоні 10,0-200,0 Бк/дм³, а ^{90}Sr – 30,0 – 170,0 Бк/дм³. У 2011 році в червні-серпні відмітили підвищений вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у поверхневих водах, що пов'язано із збільшенням рівня опадів, та, відповідно, збільшенням змиву обмінних форм радіонуклідів з поверхні водозабору у річки та водосховище. Вміст ^{90}Sr перевищував вміст ^{137}Cs у різних ділянках поверхневих вод київського водосховища більш, ніж у 5 разів. Це пояснюється різними фізико-хімічними властивостями даних радіонуклідів, зокрема їх властивістю сортуватися із завислими частками та донними відкладами. У 2012 році середня концентрація ^{137}Cs у Київському водосховищі становила 9,1 Бк/м³.

Станом на квітень 2016 року вміст ^{90}Sr у воді Верхнього Дніпра в районі с. Неданчичі у квітні був на рівні попереднього місяця і становив 6,0 Бк/м³; вміст ^{137}Cs – знизився на 40% і складав 2,0 Бк/м³ у розчині та 2,5 Бк/м³ у зависі. Вміст ^{90}Sr у воді водосховища в районі м. Вишгорода становив 32,3 Бк/м³; концентрація ^{137}Cs дорівнювала 4,4 Бк/м³ у розчині та 1,6 Бк/м³ у зависі [7].

Частка «чорнобильських» радіонуклідів у сумарній бета-активності

Київського водосховища складає більше 40%, тоді як на інших ділянках Дніпровського каскаду цей показник значно менший.

Згідно санітарно-гігієнічними нормативами, поверхневі води можна використовувати як джерело питної та зрошувальної води. У той же час, в мулистих відкладеннях Київського водосховища сконцентрована значна частина радіоактивних речовин що надійшли в навколишнє середовище внаслідок катастрофи на ЧАЕС. Таким чином, Київське водосховище залишається потенційним джерелом вторинного забруднення на території Київської області.

Література

1. Беляев В.В. Моделирование процессов самоочищения водных масс от радиоактивных веществ / В.В. Беляев, Е.Н. Волкова // Ядерна енергетика та довкілля. – 2014. – Т. 3, №1. – С. 34-38
2. Мониторинг радиоактивного загрязнения поверхностных и подземных вод после Чернобыльской аварии. / О.В. Войцехович, В.М. Шестопапов, А.С. Скальський, В.В. Канивец // – Киев: УНИГМИ, 2001. – 148с.
3. Волкова О.М. Особливості розподілу радіонуклідів по компонентах екосистем рибогосподарських водойм та фактори, що формують радіонуклідне забруднення риб / О.М. Волкова, В.В. Беляєв, А.О. Можар, З.О. Широка, В.А. Карапиш // Радіонукліди у водних екосистемах України. – Київ: Чорнобильінформ, 2001. – С. 202-243
4. Гудков Д. И. Рыбы зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: динамика радионуклидного загрязнения и дозовые загрузки / Д. И. Гудков, А. Е.Каглян, А. Б. Назаров, В. Г. Кленус // Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: матеріали IV Міжнародної наукової конференції. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2007. – С. 140-142

5. Кленус В.Г. Радіонукліди в компонентах екосистем Дніпра та його водосховищ / В.Г.Кленус, О.М. Волкова, І.В. Паньков [та ін.]// Радіонукліди у водних екосистемах України. – Київ: Чорнобильінформ, 2001. – С. 94-54.
6. Лихтарев И.Ф. Радиоактивное загрязнение водных экосистем и источников питьевого водоснабжения / И.Ф. Лихтарев, Р.М. Бархударов, О.А. Бобылева [и др.] // Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции: материалы научн. конф. – Киев: Здоровье, 1988. – С. 60-66
7. Центральна геофізична Обсерваторія. [Електронний ресурс] : [Веб-сайт]. Режим доступу: www.cgo.kiev.ua/index.php?dv=radiation-ukraine (дата звернення 10.04.2016) – Назва з екрана.
8. Якименко А.Н. Радиационный мониторинг поверхностных вод Киевской области / А.Н. Якименко // Гидробиол. журнал. – 2013. – Т. 49, № 4. – С. 87-93.

РАДІАЦІЯ: ЕВОЛЮЦІЯ АДАПТИВНИХ СТРАТЕГІЙ

Грубінко В.В.

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка

e-mail: v.grubinko@gmail.com

В даний час зрозуміло, що констатація екологічних порушень і катастроф та пошук спільних підходів до їх усунення без глибокого наукового аналізу динаміки екологічних ситуацій з урахуванням сучасних досягнень еволюційної біології недостатні для управління процесами взаємодії людини і природи. Цілком очевидно, що антропічні фактори викликають незворотні зміни структури і властивостей. Однак, тенденція «екологічного фаталізму» «пом'якшується» природними процесами, бо в