

Лекція № 7

Міграція радіоактивних речовин у водоймах

Вивчення розподілу радіоактивних речовин у водних екосистемах має важливий практичний і теоретичний інтерес в першу чергу у зв'язку з експлуатацією підприємств атомної енергетики, а також в рамках дослідження загальних закономірностей міграції та концентрування природних і штучних радіонуклідів різними компонентами гідробіоценозів, участі в цих процесах живих організмів. Це є необхідним для розуміння і подальшого прогнозування наслідків радіонуклідного забруднення, процесів природного самоочищення водних екосистем для ефективного пошуку шляхів відновлення їх нормального функціонування, а також для виконання заходів, пов'язаних із забезпеченням радіаційної безпеки найбільш радіочутливих видів гідробіонтів і людини.

Внаслідок своєї геохімічної підлеглості в ланцюзі пов'язаних міграційними потоками речовин елементарних ландшафтів, водні екосистеми є другим після ґрунтів «приймачем» радіонуклідів. Виділяють *два основних шляхи надходження радіонуклідів* у гідрологічну мережу:

- безпосередньо на водну поверхню з аерозольними випадіннями і атмосферними опадами;
- змив з території водозбірного басейну поверхневими і ґрунтовими водами.

Радіоактивне забруднення водних екосистем може відбуватися за рахунок великого різноманіття форм і складу речовин, що містять радіонукліди.

Під час надходження радіоактивних речовин у вигляді аерозолів на водну поверхню і з території водозбору відбувається їхнє розсіювання у водній товщі та подальший розподіл по компонентах водних екосистем зі встановленням певної динамічної рівноваги, що визначається динамікою процесів сорбції і десорбції між рідкою (вода) і твердою (донні відклади, зависла у воді речовина) фазами, а також накопиченням радіонуклідів живими організмами. При короткочасному надходженні у водойми радіонукліди достатньо швидко поглинаються донними відкладеннями та водними організмами, внаслідок чого їх питома активність у воді швидко знижується. Концентрація ж багатьох радіонуклідів у водних рослинах, тваринних і донних відкладеннях може тривалий час зберігатися на високому рівні з перевищенням їх концентрації у воді на порядки величин. Інтенсивність накопичення радіонуклідів різними компонентами водної екосистеми, що виражається в одиницях *коефіцієнта накопичення (K_H)* або *коефіцієнта концентрування (K_K)*, визначають відношенням питомої активності радіонуклідів в об'єкті дослідження (донні відкладення, зависі, біологічні об'єкти) до їх вмісту у воді.

Важливу роль в розсіюванні та міграції радіонуклідів в річкових екосистемах має так званий *твердий стік*, тобто переміщення радіонуклідів з потоком у річковому руслі наносів.

Донні наноси найчастіше складаються з піску, що переміщується по дну при великих швидкостях води.

В цілому, враховуючи, що об'єм всіх поглинальна місткість піску значно нижчі, ніж глинистих або мулистих частинок, практичне значення видів наносів, які переміщуються, в порівнянні з об'ємом води, що протікає, невеликий, твердий стік як чинник перенесення радіоактивних речовин в порівнянні з водою річки незначний.

Поведінка у водоймі як радіонуклідів, так і стабільних елементів, багато в чому залежить від гідрохімічного складу води, який обумовлює ряд її важливих властивостей. Вода з будь-якої природної водойми характеризується певними лужно-кислотними та окисно-відновлювальними властивостями, пов'язаними з її походженням і тими змінами, які спостерігаються у водоймах під впливом різноманітних природних чинників. У цих процесах важливу роль відіграють водні тварини і рослини, оскільки хімічний тип вод і, в першу чергу, лужно-кислотні та окисно-відновлювальні умови багато в чому формуються за рахунок надходження у воду продуктів обміну гідробіонтів. Зокрема, кисла реакція води найчастіше пов'язана з розчищеною вуглекислою або різними органічними кислотами гумусового типу, тобто продуктами обміну речовин або продуктами розкладання живих організмів.

Вода поверхневих прісних водойм зазвичай має нейтральну або слабко- лужну реакцію. Винятком є деякі водойми, головним чином озерного типу, де внаслідок високого вмісту гумінових речовин (дистрофні, сфагнові озера) кислотність води може досягати високих значень. Також така ситуація можлива внаслідок наявності у воді мінеральних кислот вулканічного походження. Такі водойми зустрічаються в Японії – оз. Ката-Нума, вода якого має рН 1,4–1,5.

Важливу роль у долі радіонуклідів у прісних водоймах відіграють *донні відкладення*. Маючи велику сорбційну масу і місткість поглинання, вони осаджують на собі основну частину випромінювачів, що потрапляють у водойму, і тим самим частково виводять їх з біотичного кругообігу. Їм належить велика роль у процесах самоочищення води від радіоактивних речовин. Це відбувається в результаті сорбції радіонуклідів поверхнею дна, дифузії з водою в товщу донних відкладень, за рахунок осадження на дно завислих частинок, що несуть сорбовані радіонукліди, а також у результаті осідання на дно залишків відмерлих гідробіонтів, що також містять у своїх тканинах радіонукліди.

Найбільша сорбційна здатність і поглинальна місткість властива донним відкладенням, що складаються переважно з дрібнодисперсних глинистих або мулистих частинок. Тому в місцях, де на дні є потужні відкладення мулу, можна чекати значно більшого накопичення радіоактивних речовин, ніж у гирлі річок, дно яких сформоване з чистих, добре промитих пісків та галечників.

Концентрація у воді відповідних стабільних ізотопів хімічних елементів (ізотопних носіїв), а також вміст макроелементів-аналогів (неізотопних носіїв) може істотно впливати на накопичення радіонуклідів компонентами водної екосистеми. Наприклад, накопичення ^{90}Sr знаходиться в зворотній залежності від вмісту у воді кальцію та магнію, а накопичення ^{137}Cs – в такій же залежності від вмісту калію. У зв'язку з цим за наявності у воді порівняно високих концентрацій кальцію і калію спостерігається низька інтенсивність концентрування ^{137}Cs і ^{90}Sr водними поділу хімічних елементів у компонентах водної екосистеми. За природних умов температура води колиорганізмами, особливо рослинами. При низьких концентраціях у воді хімічних аналогів інтенсивність накопичення радіонуклідів зростає.

Одним з найважливіших чинників водного середовища є температура. Вона визначає видовий склад населення водойм, горизонтальний і вертикальний його розподіл і міграцію. Від температури води залежить швидкість протікання фізіолого-біохімічних процесів в організмах і темпи перерозповзається у досить широких межах. Зокрема у водоймах помірних широт України вона варіює протягом року, в від 0 до 25°C. В експериментах з ^{60}Co було показано, що при підвищенні температури водного середовища від 12 до 28°C накопичення радіонукліда водними рослинами збільшується в середньому в 4–5 разів. Поглинання ^{90}Sr елодеєю в дослідженому інтервалі температур зростає приблизно в 1,5 рази. Підвищення температури призводить до накопичення ^{137}Cs елодеєю і куширом в 2–3 рази, певному зростанню K_n ^{144}Ce у елодеї.

Зниження температури у водоймах восени призводить до уповільнення фізіологічних процесів рослинних організмів, а також до погіршення розчинності радіонуклідів, відбиваючись на їх міграційній здатності й ефективності концентрування макрофітами. Зменшення світлового дня в цей період також може впливати на процес концентрування радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs , оскільки накопичення хімічних речовин, і зокрема радіонуклідів рослинами знаходиться в прямій залежності від інтенсивності процесу фотосинтезу, яка в другій половині вегетаційного періоду знижується. Окрім цього, з пониженням температури в осінній період і загасанням фотосинтезуючої активності у воді збільшується зміст двоокису вуглецю, і підвищується кислотність у всій її товщі.

Важливим показником міграційної здатності радіонуклідів у водній екосистемі є міцність їх фіксації донними відкладеннями. Найменш міцно фіксуються ^{90}Sr і ^{137}Cs піщаною основою, з якої вони легко вимиваються водою.

Перехід ^{90}Sr з донних відкладів у водний розчин збільшується при підкисленні середовища. Особливо чітко ця залежність виявляється на вапняному ґрунті, що містить підвищену кількість карбонатів стронцію. Міцність фіксації ^{137}Cs від кислотності практично не залежить.

Найбільше забруднення водних екосистем після аварії на Чорнобильській АЕС спостерігалось в кінці квітня–початку травня 1986 р. У цей період в річках Прип'ять та Дніпро виявлялися не тільки довгоживучі радіонукліди, що надійшли в навколишнє середовище, а й короткоживучі і середньо живучі нукліди ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{144}Ce , активність яких в десятки разів перевищувала активність довгоживучих радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr . Максимальні значення загальної питомої активності радіонуклідів у воді гирлової ділянки головного водотоку зони відчуження р. Прип'яті реєстрували протягом перших двох тижнів після аварії, що склали за різними оцінками від 10 кБк/л до 100–400 кБк/л, і в декілька мільйонів разів перевищили доаварійні рівні. Основний внесок в радіоактивність води в цей період був обумовлений за рахунок ^{131}I – до 70–90% її питомої активності. Після припинення аерозольних випадінь, розпаду короткоживучих радіонуклідів, осадження крупних частинок на дно водойм і винесення дрібних частинок водними потоками відбулося значне зниження рівнів загального радіоактивного забруднення вод Прип'яті: до середини травня 1986 р. – до значень декількох тисяч, а в червні – до декількох сотень Бк/л. Внесок ^{131}I в загальну радіоактивність води в червні вже не перевищував 30%. З кінця жовтня 1986 р. і до початку 1987 р. загальна радіоактивність води в Прип'яті рідко перевищувала 40 Бк/л. При цьому основними забруднювачами водойм після розпаду короткоживучих стали довгоживучі радіонукліди ^{90}Sr і ^{137}Cs . Починаючи з 1988 р. частка ^{90}Sr в сумарній радіоактивності річкової води на тлі зниження питомої активності ^{137}Cs вже була істотно вище. З цього часу вміст радіонуклідів у воді продовжує зменшуватися, проте у 2006–2009 рр. вміст ^{90}Sr у водах р. Прип'яті складав в середньому близько 0,16, а ^{137}Cs близько 0,03 Бк/л, що все ще в 10–15 разів перевищувало їх доаварійні рівні. Загалом за період 1986–2007 рр. лише з її водами у Дніпро та його водосховища надійшло $1,7 \times 10^{14}$ Бк ^{90}Sr і $1,3 \times 10^{14}$ Бк ^{137}Cs .

Таким чином, в результаті аварії на Чорнобильській АЕС водосховища Дніпровського каскаду були піддані значному радіонуклідному забрудненню. У Київському водосховищі загальна радіоактивність води в перші тижні після аварії сягала 4000 Бк/л (доаварійні рівні склали 0,005–0,023 Бк/л). В процесі транспорту з дніпровськими водами, завдяки наявності каскаду водосховищ і порівняно повільному водотоку радіонукліди частково виводилися з водних мас седиментуючись донними відкладами і накопичуючись у водних організмах.

Отже, згадані процеси стали основними чинниками самоочищення Дніпровської водної системи, завдяки чому ^{137}Cs , що надходив у водосховища з поверхневим стоком, практично не досягав Чорного моря. При цьому основним радіонуклідом у водних масах водосховищ з часом став ^{90}Sr , а в донних відкладеннях зі всіх чорнобильських радіонуклідів в даний час переважає ^{137}Cs (Д.І. Гудков, 2013).

Саме внаслідок активних процесів седиментації лише незначна кількість ^{137}Cs надходить у водосховища нижньої течії Дніпра, а рівні забруднення, наприклад Каховського водосховища, в 2004–2005 рр. практично повернулися до доаварійних. З іншого боку, питома активність ^{90}Sr зменшується вниз по каскаду водосховищ лише на 30–40% в основному за рахунок розбавлення чистими водами приток Дніпра, досягаючи Чорного моря без істотного накопичення в донних відкладеннях.

Сумарна кількість атмосферних випадань ^{137}Cs на акваторії Чорного і Азовського морів в результаті аварії оцінена величиною близько $2,8 \times 10^{15}$ Бк, які майже подвоїли кількість ^{137}Cs , що випав за рахунок глобальних випадань в результаті ядерних вибухів. За даними досліджень вітчизняних і міжнародних організацій, найбільші рівні забруднення вод моря спостерігалися на початку травня 1986 р. і знаходилися в широкому діапазоні 0,015–0,5 Бк/л. Але вже до осені 1986 р. динамічні процеси переміщення водних мас привели до вирівнювання поля забруднення до 0,04–0,07 Бк/л. Через 15 років після аварії радіонуклідне забруднення моря стабілізувалося на рівні 0,02–0,035 Бк/л.

Аерозольне привнесення ^{90}Sr з атмосферними опадами і винесення його в море річковим стоком збільшили кількість накопиченого радіонукліда після ядерних випробувань приблизно на 19% і оцінено на рівні $1,76 \times 10^{15}$ Бк. В даний час кількість радіонуклідів в морі продовжує зменшуватися у зв'язку з їх фізичним розпадом і переходом радіоактивності в глибоководні зони.

Інтенсивному радіонуклідному забрудненню в результаті аварії піддалися водні організми. Найбільші активності спостерігали в гідробіонтах водних екосистем, розташованих в безпосередній близькості від зруйнованого реактора, а також на шляху формування основних слідів радіоактивних випадань. Якщо у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС забруднення риб ^{137}Cs до аварії відзначали на рівні 3–40 Бк/кг, то у 1986–87 рр. активність радіонукліда зросла в десятки тисяч разів, досягаючи значень 40000–600000 Бк/кг. При цьому водойма-охолоджувач є системою з порівняно високим рівнем водообміну, завдяки якому вже в перші післяаварійні роки відбулося достатньо швидке зниження вмісту ^{137}Cs в рибі до рівня 2000–10000 Бк/кг. Проте, у зв'язку з величезною кількістю радіонуклідів, що знаходяться в донних відкладах водойми і їхньою міграцією по трофічних ланцюгах, такий істотний рівень ^{137}Cs продовжує зберігатися в рибах дотепер (Д.І. Гудков, 2013).

Украї повільно відбуваються процеси самоочищення в замкнутих водоймах (озерах, старицях, затонах), де певний вміст радіонуклідів зберігається в усіх компонентах водних екосистем.

Рівні забруднення чорноморської хамси впродовж 1999–2003 рр. не перевищували в різних районах узбережжя 1–3 Бк/кг для радіоцезію і 0,1–0,7 Бк/кг для радіостронцію. Біологічні ефекти радіонуклідного забруднення гідробіонтів Чорного моря не були виявлені.

Аварія на Чорнобильській АЕС призвела до інтенсивного радіонуклідного забруднення не тільки водоєм України, Білорусі та Росії, а також Скандинавії і Західної Європи, розташованих на значній відстані від джерела аварійного викиду. Більш ніж в сорока озерах Швеції в 1986–87 рр. питома активність ^{137}Cs в рибі в середньому складала 7400 Бк/кг і була значно вища за допустимий рівень, прийнятий в цій країні (1500 Бк/кг; в Україні – 150 Бк/кг). Високі рівні забруднення риби спостерігалися і в 1990–94 рр. У озерах Фінляндії в 1986–87 рр. питома активність ^{137}Cs в рибі складала в середньому 1300 Бк/кг. У Німеччині в 1986–87 рр. рівні забруднення озерної риби ^{137}Cs досягали 1–9 кБк/кг.

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

Міграція радіоактивних речовин в атмосфері

Атмосфера хоча і не завжди, проте у більшості випадків, є первинною ланкою прийому викинутих у навколишнє природне середовище радіоактивних речовин. Але вона є ланкою, яка сприяє найбільшій міграції радіоактивних речовин у довкіллі і можливого перенесення їх на надзвичайно великі відстані.

Чотири основних фактори відіграють провідну роль в міграції радіоактивних речовин в атмосфері: висота викиду, рух повітря, гравітація і атмосферні опади. В залежності від взаємодії всіх цих факторів або частини з них виділяють локальні, тропосферні і стратосферні види випадання радіоактивних речовин.

Локальні випадання радіоактивних речовин мають місце при висоті викиду радіоактивних речовин до 4 км. Вони поширюються переважно у нижніх шарах атмосфери і їх тривалість у разі разового викиду, як правило, не перевищує декількох діб. При такому викиді на земній поверхні утворюється так званий «слід» від радіоактивної хмари, що рухається за вітром. Звичайно локальні випадання поширюються в зоні радіусом не більше 30 км від місця викиду. Саме тому радіус аварійної зони в районі підприємств ядерного паливного циклу визначається цією величиною.

Але через те, що у поширенні радіоактивних речовин найважливіше значення має сила вітру, радіоактивна хмара при локальних випаданнях може мігрувати і на більші відстані.

Тропосферні випадання радіоактивних речовин відбуваються при висоті викиду до 10 км. Тропосферні вітри переносять радіоактивні опади у напрямі з заходу на схід, і радіоактивна хмара за 2–6 тижнів встигає обігнути земну кулю. Саме тропосферні випадання були характерними для аварії на Чорнобильській АЕС. Протягом 15 діб аварії висхідний потік продуктів горіння підіймав радіоактивні речовини у тропосферу на висоту до 7 км. Радіоактивні випадання з нижніх шарів хмари вже через 1–3 доби були виявлені у багатьох країнах Європи, а з верхніх – через 10–12 діб в Японії, Канаді, США.

Можна виділити ще *космічні випадання радіоактивних речовин*, як результат випробувань атомної зброї в космосі. На початку 1960-х в космосі на висоті близько 200 км США і СРСР здійснили вибухи 10 атомних бомб, і до тепер радіоактивні продукти поділу цих вибухів випадають на Землю.

Дисперсність радіоактивних частинок, що утворюються за всіх типів викидів, надзвичайно велика – їх діаметр варіює від сотих часток до декількох десятків мікрометра. І хоча вони можуть переноситись на десятки тисяч кілометрів, але в силу дії гравітації кінець-кінцем випадають на поверхню Землі. Вивчення залежності міграції радіоактивних частинок від їх розмірів являє великий практичний інтерес для прогнозування рівнів забруднення території, оцінки їх можливого включення в трофічні ланцюжки. Останнє пов'язане з великою поверхнею їх контакту з середовищем, високою розчинністю, а, значить, високою імовірністю входження у біологічні цикли.

Атмосферні опади можуть в десятки разів прискорювати і посилювати випадання радіоактивних частинок, викликаючи сильне забруднення території у найнесподіваніших місцях. Тому розрізняють *«сухе»* і *«вологе»* випадання *радіоактивних речовин*. Перший процес – це осідання частинок виключно під впливом сил гравітації, другий – випадання з дощем і снігом. Зрозуміло, що частка сухих і вологих випадань залежить від ряду факторів, але головним чином від сезону. При мокрому випаданні радіоактивних речовин в теплий весняно-літній період посилюється їх розчинність, міграція в ґрунті і надходження в рослини.