

## Лекція 8. Міграція радіоактивних речовин у навколишньому середовищі та об'єктах сільського господарства.

### План

1. Загальні закономірності міграції радіоактивних речовин у навколишньому середовищі.
2. Міграція радіоактивних речовин в атмосфері.
3. Міграція радіоактивних речовин у ґрунті
4. Міграція радіоактивних речовин у водоймах.

1) Загальні закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі.

При масових випробуваннях атомної зброї до 1963 р., а також більшості аварій на підприємствах атомної енергетики, первинною ланкою надходження радіонуклідів у природне середовище є атмосфера, з якої вони у складі різноманітних речовин, у різному фізичному і фізико-хімічному стані поступово випадають на поверхню Землі. Тут вони стають складовою частиною біологічних циклів природного кругообігу речовин, потрапляючи через трофічні, або харчові, ланцюги до людського організму. Для спеціалістів-екологів, фахівців сільського господарства різних напрямів надзвичайно важливо бути обізнаними щодо закономірностей пересування радіоактивних речовин по цих ланцюгах, враховуючи особливості живлення культурних рослин і продуктивної худоби.

Тут слід з'ясувати, що розуміє радіоекологія і, зокрема сільськогосподарська радіоекологія, під поняттям трофічного ланцюга. У загальній екології – це низка послідовних етапів, котрими відбувається трансформація речовини і енергії в екосистемі. Або групи організмів, пов'язані один з іншим відношеннями їжа–споживач. В радіоекології трофічний ланцюг – це шлях, яким радіонукліди надходять до організму людини. Протягом цього шляху може відбуватися трансформація радіоактивної речовини, перехід радіонукліду з одного стану в інший, кількісна втрата радіонукліду, зміна його активності.

Харчові ланцюги бувають короткими і довгими. Короткі: водойма– людина; довгі: атмосфера–ґрунт–рослина–тварина–людина; атмосфера–вода–рослина–тварина–людина. Можна виокремити і проміжні по довжині ланцюги: атмосфера–рослина–людина; атмосфера– водойма–людина і т.і.

Іноді розглядають трофічні ланцюги не тільки по відношенню до людини, але й тварин, рослин.

Чим довший трофічний ланцюг, тим менше радіоактивності надійде до організму людини. Тому що концентрація радіонуклідів під час міграції від однієї ланки (об'єкту) до іншої, як правило, зменшується. Наприклад, концентрація більшості радіонуклідів в рослинах на одиницю маси нижча, ніж у ґрунті, на якому ростуть ці рослини; наявність радіоактивності в молоці і м'ясі нижча, ніж у рослинах, що складають кормовий раціон; в тканинах людини менша, ніж у раціоні харчування.

Проте існують і протилежні випадки. Зокрема, вміст таких радіонуклідів як  $^{90}\text{Sr}$  або  $^{137}\text{Cs}$  при переході з ґрунту в рослини у деяких випадках, наприклад, на бідних дерново-підзолистих, торф'яно-болотних ґрунтах у вегетативній масі люпину та деяких інших рослинах, може збільшуватись. Кількість  $^{131}\text{I}$  у щитоподібній залозі хребетних на одиницю маси цього невеликого органу у десятки і сотні разів може перевищувати його концентрацію в інших органах і природному середовищі. У такому разі говорять про акумуляцію радіонуклідів.

Мірою нагромадження радіонуклідів в організмах є коефіцієнт накопичення, який звичайно позначають аббревіатурою КН, або КН. Він являє собою співвідношення між вмістом радіонукліду в організмі (Бк/кг) до його концентрації у середовищі (субстраті) (Бк/кг). Так, коефіцієнт накопичення радіонукліду рослинами – це співвідношення між

його кількістю в одиниці маси рослини та вмістом у такій самій кількості ґрунту; у випадку тварин – співвідношення кількості радіонукліду в одиниці маси органів тварин (молока, м'яса) та в рівноцінному обсязі кормів.

З цією ж метою використовують коефіцієнт переходу (КП, або КП). Для оцінки переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини він розраховується як відношення кількості радіонукліду в одиниці маси продуктивних органів (Бк/кг) до його кількості в одному квадратному метрі орного шару, на якому вирощуються рослини (кБк/м<sup>2</sup>).

Обидва коефіцієнти добре узгоджуються між собою, хоча розташовуються у різних числових діапазонах.

У загальному дещо спрощеному вигляді схему шляхів міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища показано на рис. 1.1. Згідно з нею радіоактивні речовини, які випадають на земну поверхню, концентруються у трьох головних об'єктах – ґрунті, рослинах і водоймах. Для спрощення схеми у неї навмисно не включені такі специфічні сільськогосподарські об'єкти як рілля, луки, пасовища, ліс, вважаючи їх, можливо, дещо умовно, за різновидності перших двох об'єктів.

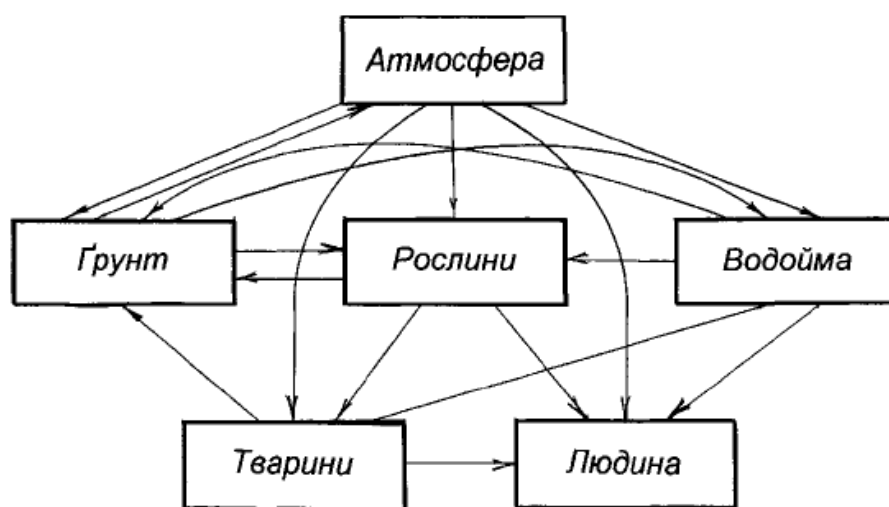


Рис. 1.1. Схема основних шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища.

З поверхні ґрунту радіоактивні речовини, розчиняючись у воді атмосферних опадів чи поливних водах або ж механічно з током води пересуваються до більш глибоких шарів.

Радіоактивні опади у вигляді аерозольних частинок з питомою масою, як правило, більше одиниці, потрапляючи на поверхню водойм, досить швидко опускаються на дно, концентруючись у мулових відкладах, де їх може нагромаджуватись до 95–98% від кількості, що випала на водне дзеркало. Проте частина їх з часом розчиняється у воді, тим самим забруднюючи її.

Радіоактивні речовини, що потрапляють на рослини, можуть бути адсорбовані їх поверхнею шляхом дифузії або ж проникати всередину рослин через пори, залучатися у транспортні шляхи метаболізму і нагромаджуватися в органах, які мають господарське і харчове значення.

Велика, якщо не основна, частина радіоактивних речовин надходить до рослин через кореневу систему з ґрунту. Деяка частина таких речовин може потрапляти до рослин із забруднених водойм під час підтоплення, а також внаслідок зрошення.

Забруднені рослини є головним джерелом надходження радіоактивних речовин до організму сільськогосподарських тварин разом із кормами. Ще одне джерело таких речовин – це вода відкритих водойм.

Нарешті, радіоактивні речовини можуть потрапляти до організму людини разом із продуктами тваринного і рослинного походження та з водою. Вважається, що головним їх джерелом (до 70%) є продукція тваринництва, особливо молоко та деякі молочні продукти. Проте в деяких регіонах до 50% радіоактивних речовин може надходити з продуктами

рослинного походження, переважно з картоплею і овочами. Частка інгаляційного шляху, тобто через органи дихання, після припинення випадання радіоактивних опадів невелика.

Але, надходячи з рослинними кормами до сільськогосподарських тварин, переважна частина радіоактивних речовин не засвоюється і не потрапляє до продукції тваринного походження, а разом з екскрементами повертається до ґрунту і може знову надходити до сільськогосподарських рослин. Таким же чином можуть повертатися до ґрунту разом з компостами, золою та іншими залишками радіоактивні речовини, що нагромаджуються в рослинах. Подібні зворотні зв'язки можуть виникати і між іншими ланками харчових ланцюжків, наприклад, від рослин і людини до води, від людини до ґрунту. Проте внесок їх у міграцію в цих напрямках відносно невеликий і вони не позначені на схемі.

Схему шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища можна деталізувати. Так, В.К. Сахаров (2006), розглядаючи камерну модель переносу радіонуклідів трофічними ланцюгами, уявляє її такою (рис. 1.2).

1.2.

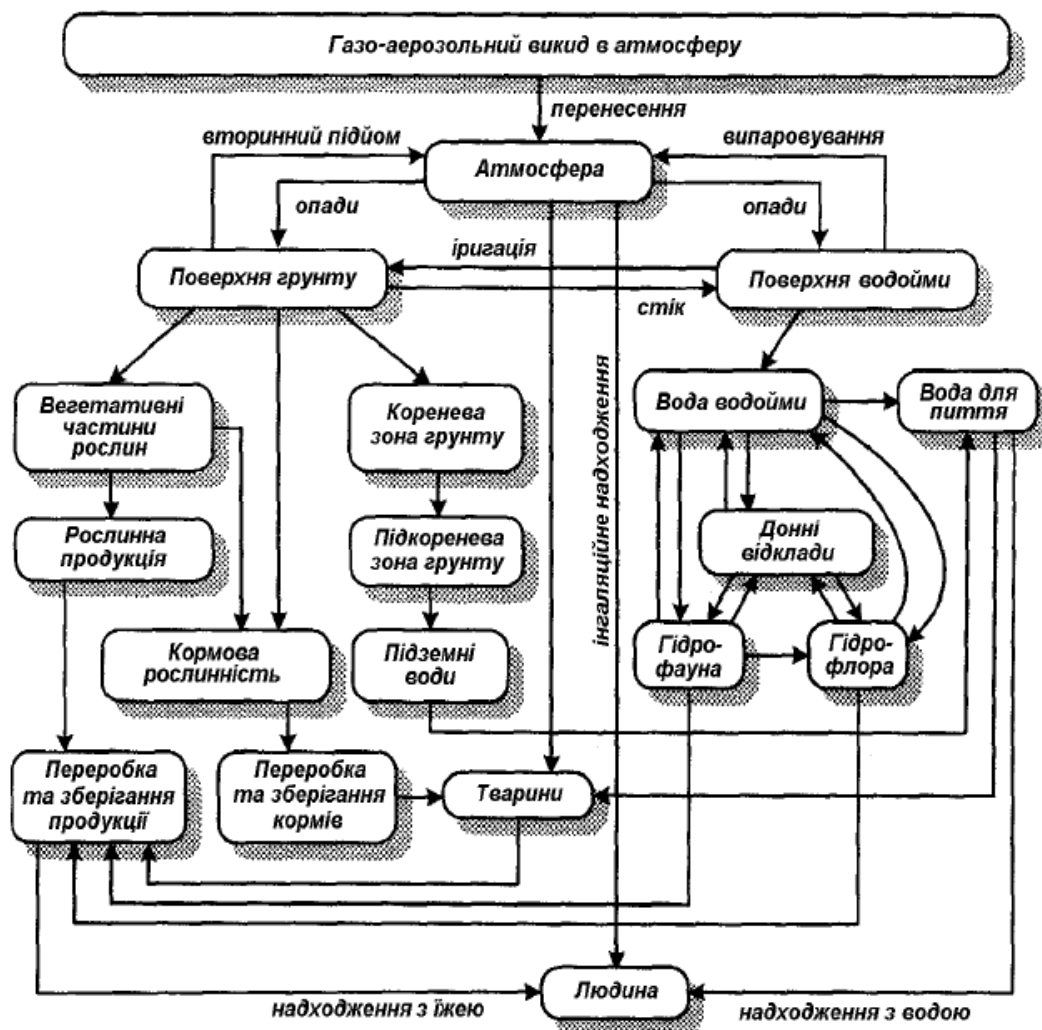


Рис.

Міграція радіонуклідів трофічними ланцюгами при викиді їх в атмосферу (В.К. Сахаров, 2006).

Схеми на рис. 4.1 і 4.2 не альтернативні, не суперечать одна одній. Перша схема легко може бути доповнена другою. Більш того, і друга може бути доповнена першою. Наприклад, зворотними зв'язками рослина–ґрунт, тварини–ґрунт, вода–рослини (полив дощуванням), які добре відображені на схемі рис. 1.1. Крім того, схема на рис. 1.2 ігнорує аеральне (через надземні органи) надходження радіонуклідів в рослини. Адже, в період випадіння радіоактивних опадів цей шлях надходження є основним. Так, у вегетаційний період 1986 р. цим шляхом до рослин надходило понад 90% радіонуклідів.

Певну роль цей шлях грає і тепер за рахунок вторинного (вітрового) підйому.

Крім того, в основі обох схем лежить припущення, що первинним джерелом радіонуклідного забруднення є атмосфера, як це дійсно буває при більшості радіаційних аварій, випробуваннях атомної зброї та деяких інших ситуаціях. Але джерелом первинного забруднення можуть стати і водойма.

Так, згадуване у попередній главі горезвісне Науково-виробниче об'єднання «Маяк», що виробляло плутоній для військових цілей, у період з 1949 до 1956 р. скидало радіоактивні відходи у найближчу річку Теча, яка входить до басейну р. Об, а з 1951 р. – в озеро Карачай. За ці роки сумарний скид за сумарною радіоактивністю досяг 4500 ПБк, що цілком порівняно з

Чорнобильським викидом. І на основі наведених схем міграції, особливо першої, не важко уявити шляхи міграції радіонуклідів за цієї ситуації: вода звичайними шляхами надходить до тварин і людини, через іригаційні системи безпосередньо до рослин при дощуванні або через ґрунт, забруднюючи і його; під час весняних повеней річка і озеро затоплюють береги і заплави, які висихають влітку і під час пилового підйому стають джерелом забруднення нижніх шарів атмосфери і знову ґрунту, рослин, водойм, тварин і людини.

Рух радіоактивних речовин на суходолі шляхами трофічних ланцюгів рослина–людина, рослина–тварина–людина, ґрунт–рослина–тварина–людина відбувається так швидко, що навіть ті радіонукліди, що «живуть» порівняно недовго, тобто період піврозпаду яких становить усього декілька діб, наприклад згаданий  $^{131}\text{I}$ , можуть накопичуватись в людському організмі в значних кількостях.

## **2. 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. Трохи більше, ніж за два тижні радіоактивна хмара обійшла Землю у зоні північної її півкулі і повернулася у Європу із заходу.

Стратосферні, або глобальні, випадання радіоактивних речовин мають місце при висоті викиду більше 10–12 км. Вони утворюються звичайно при атомних вибухах в атмосфері. Радіоактивні продукти у вигляді найдрібніших частинок, що виникли в результаті вибуху, можуть знаходитись в стратосфері протягом декількох років.

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.

### **3. Міграція радіоактивних речовин у ґрунті.**

Ґрунт є основним джерелом постачання в біосферу природних радіонуклідів. І як свідчить рис. 1.1, хоча і не однією, але головною ланкою, у яку надходять штучні радіонукліди із атмосфери.

Під міграцією радіонуклідів в ґрунті слід розуміти сукупність процесів, що ведуть до їх переміщення в ґрунті і зумовлюють перерозподіл за глибиною і в горизонтальному напрямку. У зв'язку з цим виділяють два види міграції – вертикальну і горизонтальну, які проходять одночасно і тому розглядати їх окремо немає сенсу.

Міграційні здатності радіонуклідів в ґрунті і їх включення у біологічні цикли визначаються великою кількістю властивостей самих радіонуклідів, ґрунту, різним факторами навколишнього середовища.

Роль фізико-хімічних властивостей радіонуклідів. Радіонукліди, що потрапляють в навколишнє середовище, можуть перебувати у різній фізико-хімічній формі – аерозолів, гідрозолів, частинок, сорбованих на різних матеріалах та інших. Їх рухливість залежить від форми радіонуклідів, в якій вони надійшли в навколишнє середовище.

Так, радіоактивне забруднення при аварії на Чорнобильській АЕС було зумовлене трьома типами випадань: твердими високорадіоактивними аерозолями різної дисперсності, газовою фазою окремих радіонуклідів і радіонуклідів, розташованих у графітовій матриці. Останній специфічний тип радіоактивних частинок утворився під час горіння блоків із графіту, який використовується в ядерних реакторах як сповільнювач нейтронів.

Виділяють дві основні групи факторів, які ведуть до зміни рухливості і біологічної доступності радіонуклідів у часі. Перша з них зумовлює так зване «старіння» радіонуклідів. Суть старіння в тому, що з часом в результаті їх дифузії у кристалічну структуру деяких мінералів, утворення різних комплексних сполук, агрегування частинок у більш крупні, зменшується їх рухливість у ґрунті. Добре відоме старіння радіонуклідів цезію, наслідком якого є поступове зниження їх доступності для кореневого засвоєння рослинами.

Під впливом другої групи факторів рухливість радіонуклідів і їх біологічна доступність, навпаки, можуть зростати. Так, великодисперсні частинки з часом в ґрунті під впливом води, кисню, діяльності мікрофлори та інших факторів можуть руйнуватися, перетворюючись у дрібнодисперсні.

Радіонукліди, що входять до їхнього складу, переходять із важкодоступних форм у більш доступні, які краще розчиняються у ґрунтовому розчині, швидше засвоюються рослинами.

Велике значення у поведінці радіонуклідів в ґрунті і їх біологічній доступності мають хімічні властивості, що визначають їх здатність до адсорбції і утворення комплексних сполук, недоступних для рослин. Так, чим вищий заряд іону, тим міцніше він поглинається ґрунтом і утворює більш стійкі сполуки з органічними речовинами. Чим більша маса і іонний радіус, тим ця здатність виражена слабше. У вільному стані іони радіонуклідів поглинаються інтенсивніше, ніж у гідратованому або сольватованому.

Вплив механічного та мінералогічного складу ґрунту. Відмічено, що при вирощуванні рослин в умовах водяної культури надходження до них радіонуклідів виявляється значно більш високим, ніж при вирощуванні на ґрунтах такої ж радіоактивності. Це є наслідком здатності твердої фази ґрунту до поглинання і утримування радіонуклідів. Але цілком очевидно, що ця здатність у різних типів ґрунтів повинна бути виражена неоднаково. У значній мірі вона залежить від механічного та мінералогічного складу ґрунту, який є одним з важливих факторів, що визначають характер міграції радіонуклідів в ґрунті та їх перехід у рослини.

Сорбційна здатність ґрунтів зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів. Криві рис. 4.3 свідчать про те, що навіть в межах одного типу ґрунтів в залежності від кількості фракції глинистих частинок діаметром менше 0,001 мм накопичення радіонуклідів рослинами може змінюватись на порядок. Найбільш міцно утримуються радіоактивні продукти поділу муловою фракцією ґрунту.

Крім того, дрібнодисперсні глинисті і мулові фракції ґрунту містять більшу кількість мінералів монтморилонітової групи, слюд і гідрослюд, які належать до трьохшарових мінералів, що мають високу вбирну здатність.

Переважаючими ж мінералами фракцій піску, навіть дрібного, є кварц і польові шпати, сорбційні властивості яких дуже низькі.

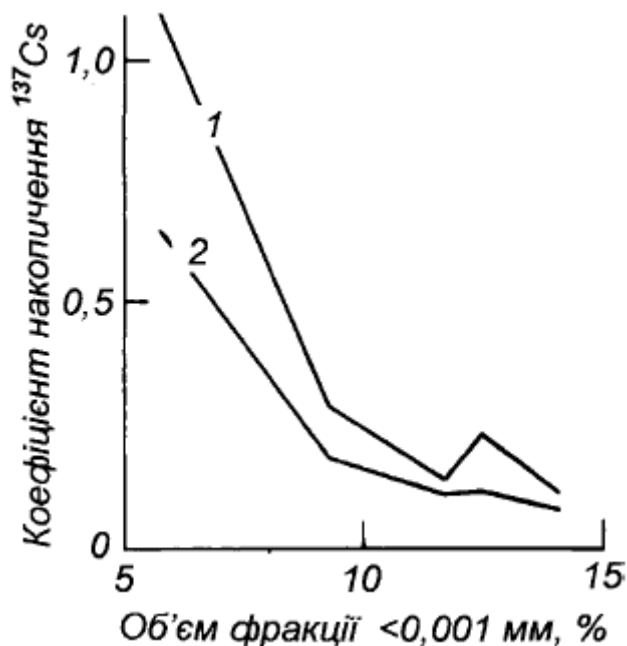


Рис. 1.3. Вплив гранулометричного складу дерново-підзолистого ґрунту на надходження <sup>137</sup>Cs в соломі (1) і зерно (2) вівса (Р.М. Алексахін та ін., 1991).

Роль агрохімічних властивостей ґрунту. Радіонукліді звичайно знаходяться в ґрунтах в ультрамікрокількостях. Так, при вмісті <sup>137</sup>Cs  $3,7 \times 10^4$  Бк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>) – рівень,

вище якого ґрунти зараз прийнято вважати забрудненими, масова його концентрація у орному шарі складає  $3,9 \times 10^{-12}$  %, а  $^{90}\text{Sr}$  – ще менше –  $2,4 \times 10^{-12}$ %. Це відповідає приблизно величині  $10^{-5}$  г/м<sup>2</sup>, або 10 г/км<sup>2</sup>. Такі низькі концентрації радіонуклідів у ґрунтах повинні зумовлювати суттєву залежність їх поведінки від вмісту відповідних стабільних ізотопів, елементів, схожих з ними за фізико-хімічними властивостями, деяких хімічних характеристик ґрунтів.

Реакція ґрунтового розчину по-різному впливає на міграцію радіонуклідів. Для більшості з них, в тому числі для  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , при зростанні кислотності знижується міцність закріплення в ґрунті, збільшується рухливість і надходження в рослини. Деякі радіонукліди, зокрема  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ , при підвищенні рН переходять з іонної форми у різні гідролізні і комплексні сполуки і стають менш доступними для рослин.

Дуже великий вплив на міграцію і доступність радіонуклідів в ґрунтах має вміст обмінного кальцію, який характеризує їхню так звану «карбонатність». В багатьох ґрунтах, переважно недостатньо зволжених територій, вміст карбонатів досить значний. Зі збільшенням їх вмісту надходження  $^{90}\text{Sr}$  з ґрунту в рослини знижується. Наведені в табл. 1.1 дані свідчать, що зі збільшенням вмісту карбонатів в чорноземах від 0 до 3,2% накопичення  $^{90}\text{Sr}$  рослинами знижується в 1,3–2,5 рази, а надходження  $^{137}\text{Cs}$  зростає.

Таблиця 1.1. Коефіцієнти накопичення (КН)  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  рослинами в залежності від ступеня карбонатності чорноземів (Р.М. Алексахін та ін., 1985)

Рослина	Вміст карбонатів, %			
	0	0.7	2.2	3.2
$^{90}\text{Sr}$				
Капуста (качани)	0.19	0.16	0.17	0.08
Помідор (плоди)	0.36	0.22	0.16	0.25
Цибуля (цибулина)	0.98	0.80	0.85	0.74
Кукурудза (на силос)	0.88	0.58	0.59	0.74
$^{137}\text{Cs}$				
Капуста (качани)	0.04	0.06	0.06	0.12
Помідор (плоди)	0.04	0.06	0.08	0.14
Цибуля (цибулини)	0.05	0.05	0.06	0.07
Кукурудза (на силос)	0.04	0.05	0.10	0.07

Вплив погодно-кліматичних умов. Рух повітря, атмосферні опади, температура довкілля та деякі інші явища, що характеризують особливості погодно-кліматичних умов, відіграють важливу роль в міграції радіонуклідів не тільки в атмосфері, але і в ґрунті.

Величезне значення щодо їх розповсюдження має рух повітря, тобто вітер. За рахунок вітрового підняття з поверхні ґрунту і переносу стає можливим вторинне надзвичайно швидке переміщення радіоактивних речовин на відстані десятків кілометрів від місця її випадання, що може обумовити забруднення або підвищення рівня забруднення більш чистих ґрунтів.

Виділяють три основні види вітрового підйому ґрунту: справжній вітровий підйом – за рахунок руху повітря над поверхнею ґрунту; локальний вітровий підйом – за рахунок руху повітря, який створюється специфікою рельєфу місцевості, наявністю лісових насаджень, будівель; механічний вітровий підйом, що виникає при виконанні сільськогосподарськими машинами польових орбіт, руху транспорту.

Взагалі ж процес вертикальної міграції радіонуклідів йде досить повільно. Так, в зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораних дерново- підзолистих піщаних ґрунтах легкого механічного складу через 24 роки після випадання радіоактивних продуктів, близько 90% кількості радіонуклідів містилось у верхньому 15–20-сантиметровому шарі (рис. 1.4).

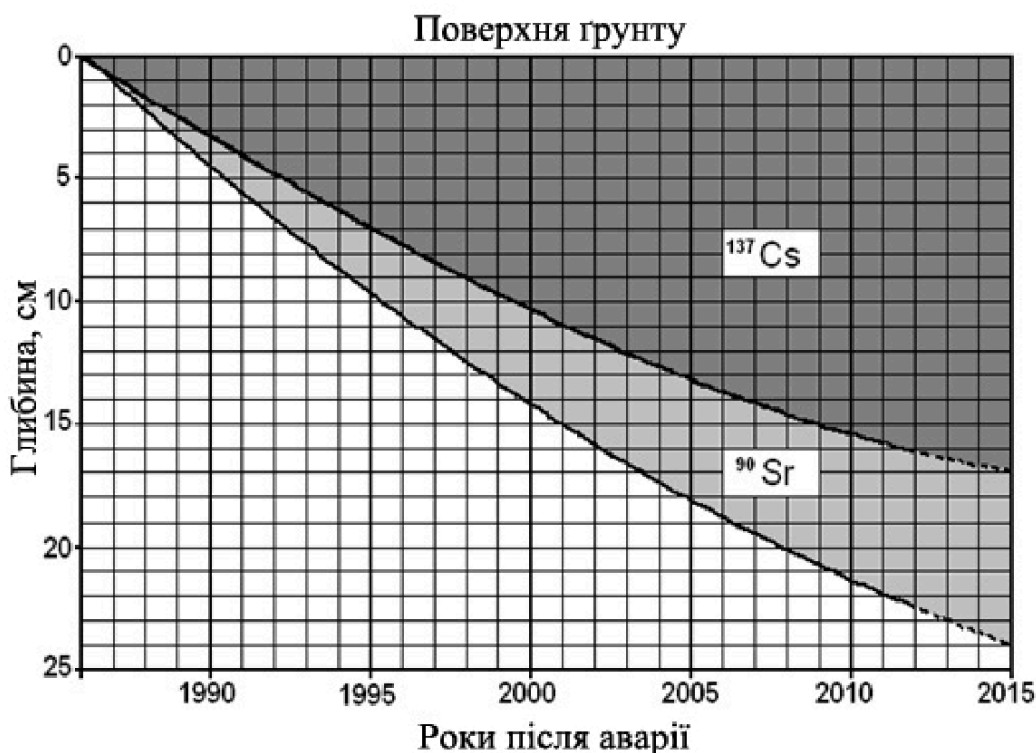


Рис. 1.4. Швидкість вертикальної міграції радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в дерново-підзолистому ґрунті з роками після аварії на Чорнобильській АЕС (І.М. Гудков, 2016).

#### 4. 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 відкладі, 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 (КН) або коефіцієнта концентрування (КК), 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. Оскільки сорбційна здатність і поглинальна місткість піску значно нижчі, ніж глинистих або мулистих частинок, практичне значення їх як носіїв радіоактивних речовин істотно менше. В цілому, враховуючи, що об'єм всіх 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 розчиною вуглекислою або різними органічними кислотами гумусового типу, тобто продуктами обміну речовин або продуктами розкладання живих організмів.

Вода поверхневих прісних водойм зазвичай має нейтральну або слабо-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.

Інтенсивність накопичення і міцність фіксації радіоактивних речовин в живих і косних компонентах водойм визначається хімічною природою радіонуклідів, фізико-хімічною формою їх знаходження у водному середовищі, біологічними особливостями водних рослин і тварин, що населяють водойму, а також сорбційними властивостями різних компонентів.

Крім того, розподіл і накопичення радіонуклідів у водних екосистемах залежить від різноманітних гідрологічних і гідрохімічних показників водного середовища –

інтенсивності водообміну, концентрації у воді ізотопних і неізотопних носіїв, температури, освітленості, лужно-кислотних умов водного середовища.

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  $^{90}\text{Sr}$  знаходиться в зворотній залежності від вмісту у воді кальцію та магнію, а накопичення  $^{137}\text{Cs}$  – 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  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  водними організмами, особливо рослинами. При низьких концентраціях у воді хімічних аналогів інтенсивність накопичення радіонуклідів зростає.

#### **Контрольні запитання**

- 1) Основні шляхи міграції радіоактивних речовин.
- 2) Особливості міграції радіоактивних речовин в атмосфері.
- 3) Особливості міграції радіоактивних речовин в ґрунті.
- 4) Особливості міграції радіоактивних речовин у воді.