

**ЗАКЛАД ВИЩОЇ ОСВІТИ «ПОДІЛЬСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ  
УНІВЕРСИТЕТ»**

**ФАКУЛЬТЕТ АГРОТЕХНОЛОГІЙ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ  
КАФЕДРА ЕКОЛОГІЇ І ЗАГАЛЬНОБІОЛОГІЧНИХ ДИСЦИПЛІН**

## **РАДІОЕКОЛОГІЯ**

**КУРС ЛЕКЦІЙ**

**для здобувачів вищої освіти першого (бакалаврського) рівня  
спеціальності 101 «Екологія»**

**м. Кам'янець-Подільський**

**2024**

**УДК 502.175**

**Укладач:**

**Уляна НЕДІЛЬСЬКА** доцент кафедри екології та загальнобіологічних дисциплін Закладу вищої освіти «Подільський державний університет», кандидат сільськогосподарських наук

*Рекомендовано до друку науково-методичною радою  
Закладу вищої освіти «Подільського державного університету  
(протокол №3 від 28.05.2024 р.)*

**Рецензенти:**

**Василь ГРИГОР'ЄВ** кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри землеробства, ґрунтознавства та захисту рослин Закладу вищої освіти «Подільський державний університет»

**Вадим МЕНДЕРЕЦЬКИЙ** доктор педагогічних наук, професор кафедри географії та методики її викладання Кам'янець-Подільського національного університету імені Івана Огієнка

**Курс лекцій з дисципліни «Радіоекологія» для освітнього ступеня «бакалавр» спеціальності 101 «Екологія» / У.І. Недільська.  
– Кам'янець-Подільський, 2024. – 102 с.**

Курс лекцій складений у відповідності з програмою навчальної дисципліни «Радіоекологія». У виданні відображено теоретичний матеріал впливу радіації на живу природу та екосистеми. Розглянуто ефективні аспекти взаємодії між радіацією та живою природою на різних рівнях організації, включаючи індивідуальні організми, популяції, біотопи та біосферу в цілому.

Для освітнього ступеня «бакалавр» спеціальності 101 «Екологія»

**УДК УДК 502.175**

## ЗМІСТ

### ПЕРЕДМОВА

ТЕМА 1. Визначення й напрями розвитку радіоекології.....	6
ТЕМА 2. Характеристика іонізуючих випромінювань та їх взаємодія з речовиною.....	14
ТЕМА 3. Фізичні параметри радіоекологічних процесів.....	26
ТЕМА 4. Способи передавання дози опромінюваним об'єктам.....	38
ТЕМА 5. Природні джерела опромінення людини й біоти.....	46
ТЕМА 6. Особливості радіоактивного забруднення довкілля.....	57
ТЕМА 7. Проблеми радіоактивних відходів.....	78

## ПЕРЕДМОВА

Дисципліна "Радіоекологія" є важливою складовою освітньої програми з екології і займається вивченням взаємодії радіаційного випромінювання з навколишнім середовищем та її впливом на екосистеми, організми та здоров'я людини. Дисципліна має основні аспекти вивчення радіаційних джерел, вплив на навколишнє середовище - вивчення, як радіація впливає на екосистеми, включаючи рослини, тварин та мікроорганізми. Охоплює вплив радіації на біорізноманіття, геоекологічні процеси та біогеохімічні цикли.

Радіоекологія важлива з огляду на безпеку навколишнього середовища та здоров'я людини, особливо в контексті ядерної енергетики, медицини та радіоактивних відходів. Вона допомагає здобувачам вищої освіти розуміти потенційні загрози та вирішувати проблеми, пов'язані з радіаційною безпекою і екологічною стійкістю.

Основні аспекти, які можуть бути як передумови для вивчення, включають такі: вивчення радіаційних джерел - вивчають різні джерела радіації, такі як природна радіація, штучна радіація (радіонукліди, що виникають в результаті ядерних вибухів або випромінювання з ядерних електростанцій); вплив на навколишнє середовище - вивчення того, як радіація впливає на екосистеми, включаючи рослини, тварин та мікроорганізми. Це охоплює вплив радіації на біорізноманіття, геоекологічні процеси та біогеохімічні цикли; здоров'я людини - дослідження впливу радіації на здоров'я людини, включаючи радіаційні захворювання, ефекти довгострокової та короткострокової експозиції, методи моніторингу та захисту від радіації; законодавство і регулювання - вивчення правового регулювання радіаційної безпеки, стандартів та норм, які встановлені для контролю за радіаційними джерелами.

## **Тема 1: ВИЗНАЧЕННЯ І НАПРЯМИ РОЗВИТКУ РАДІОЕКОЛОГІЇ**

1. Визначення науки, об'єкти та предмет її дослідження.
2. Історія розвитку радіоекології.
3. Розділи радіоекології.
4. Проблеми та сучасні завдання радіоекології.

### **1. Визначення науки, об'єкти та предмет її дослідження**

Термін “радіоекологія” був запропонований в 1956 р. незалежно один від одного вченими А.М. Кузіним і А.А. Передельським і Е. Одумом.

Радіаційна екологія є комбінованим відгалуженням від двох наукових дисциплін, таких як загальна радіобіологія і екологія. Це достатньо молодий напрямок, який набув своєї актуальності в період масового випробування ядерної зброї та розвитку атомної енергетики. Тоді для вчених стало зрозумілим, що забруднення відбувається не на локальному рівні (ядерні полігони, промислові майданчики підприємств атомної промисловості), призводить до наслідків планетарного масштабу. Цим і визначаються основні принципи даної науки.

Радіоекологія – це наука, що вивчає розподіл, міграцію та кругообіг радіонуклідів у біосфері і вплив іонізуючого випромінювання на екологічні системи (біогеоценози та популяції організмів). Також, радіоекологія – це розділ екології та медицини, пов'язаний з медичною екологією, що вивчає дії радіоактивних випромінювань на організми – людей, тварин, рослин. Існує медична радіоекологія, яка досліджує впливи таких випромінювань на тканини та розробляє методи лікування онкологічних захворювань.

Підрозділи радіоекології:

- морська радіоекологія;
- прісноводна радіоекологія;
- наземна радіоекологія в тому числі лісова та сільськогосподарська радіоекологія;
- ветеринарна радіоекологія;

– гігієна радіоекології.

Результати радіоекологічних досліджень зробили великий вплив на прийняття міжнародних конвенцій, направлених на обмеження випробувань ядерної зброї і відмову від його вживання в умовах війни. На основі рекомендацій радіоекологів в промисловості розробляються і впроваджуються замкнуті цикли охолодження ядерних реакторів, уловлювачі радіоактивних аерозолів, методи зберігання і знешкодження радіоактивних відходів, що виключають їх попадання у довкілля.

Із приведеного визначення можна сформулювати *завдання радіоекології*:

– дослідження якісних та кількісних змін в рослинних і тваринних організмах, в організмі людини під впливом зовнішнього та внутрішнього опромінення;

– вивчення процесів міграції та накопичення природних і штучних радіонуклідів у біосфері;

– дослідження екологічних ланцюжків радіоактивного живлення;

– вивчення індикаторних видів, що вказують на присутність значних покладів радіоактивних речовин і радіоактивних забруднень;

– створення екологічно безпечних технологічних процесів, пов'язаних з використанням джерел випромінювання і радіоактивних речовин.

Зрозуміло, що у природних умовах організми піддаються опроміненню за рахунок природного фону іонізуючого випромінювання, який обумовлений випромінюванням природних радіоактивних ізотопів в літосфері, гідросфері і атмосфері, та космічним випромінюванням. Дози випромінювання, які визначаються природним фоном в біосфері незначні і у більшості випадків не створюють помітного впливу на живі організми.

Однак, в результаті появи в біосфері додаткової кількості джерел опромінення, живі організми почали піддаватися не тільки опроміненню природним радіоактивним фоном, а і впливу випромінювань штучних радіоактивних елементів. У популяцій, які потрапляють під вплив

опромінення, виникають радіаційно-генетичні зміни, зростає природний мутаційний темп, відбуваються зсуви радіостійкості на популяційному рівні.

Забруднення штучними радіонуклідами значних територій загострило увагу радіоекологів на вивченні шляхів міграції радіонуклідів в біосфері. Радіоактивні речовини (зокрема довгоживучі радіонукліди стронцію-90 та цезію-137) мігрують по певним біологічним ланцюжкам, наприклад, ґрунт–рослина–тварина–людина. Тому вивчення міграції штучних радіонуклідів в біоценозах і по ланцюжкам живлення необхідне для оцінки рівнів накопичення їх в окремих ланках біологічних ланцюжків і можливих наслідків створюваного ними додаткового опромінення рослин, тварин і людини.

## **2. Історія розвитку радіоекології**

Явище радіоактивності не нове – новизна полягає лише у тому, що люди навчилися його використовувати. На Землі радіоактивність існувала ще до зародження життя і вже була присутня в космічному просторі до виникнення самої планети. Навіть людина, певною мірою, є дещо радіоактивною, оскільки в її організмі у незначній кількості присутні радіоактивні речовини.

Своїм зародженням як самостійної науки радіоекологія зобов'язана трьом великим відкриттям, які були зроблені в кінці 19 на початку 20 ст., а саме:

- в 1885 р. німецький фізик В.К. Рентген (1845-1923) відкрив Х-промені, які пізніше були названі на його честь рентгенівськими;
- в 1896 році французький фізик А. Беккерель (1852-1908) відкрив явище природної радіоактивності;
- в 1898 р. французькі фізики подружжя Марія Складовська-Кюрі (1867-1934) і П'єр Кюрі (1859-1906) відкрили радіоактивні властивості полонію і радію.

За ці відкриття вченим було присуджено Нобелівську премію – Рентгену в 1901 році, а 1903 році премію одержали Беккерель та подружжя Кюрі.

Але на жаль, ці науковці стали і першими жертвами радіаційного опромінення.

Беккерель, демонструючи на своїх лекціях властивості урану засвічувати фотопластинку, носив ампулу з препаратом радіоактивної солі в кишені піджаку. Згодом на шкірі у нього з'явилась язва, яка не піддавалась традиційному лікуванню. Тоді вперше було зроблено припущення, що невидимі промені можуть викликати важкі ураження організму людини.

Згодом Марія Складовська-Кюрі померла від променевої хвороби. Від цієї хвороби загинули також її донька Ірен Кюрі та її чоловік Ф. Жоліо-Кюрі – видатні французькі учені, які одержали нобелівську премію за відкриття штучної радіоактивності елементів у 1934 році.

Одразу після відкриття рентгенівських променів та явища радіоактивності розпочались наукові експерименти дії іонізуючої радіації на живі організми.

Одним із перших дослідників став видатний фізіолог Іван Рамазович Тарханов, який провів експерименти по дії рентгенівських променів на амфібії (жаби) та комахи. Ним була опублікована праця, в якій він показав пошкоджуючу здатність рентгенівських променів і можливість їх використання в медицині, що скоро було підтверджено.

Першими науковцями, які використали рентгенівські промені для терапії ракових захворювань, були фізик Груббе та американський лікар Джилман. Використовуючи практику рентгенотерапії для лікування онкохворих, Груббе, за іронією долі, сам став жертвою рентгенівських променів.

Дію рентгенівського випромінювання та променів радію на тварин та на рослини досліджував відомий біохімік Єфим Семенович Лондон. Він довів пошкоджуючу дію іонізуючої радіації на багато систем організму, а саме на процеси кровотворення, дослідив летальний ефект радіації на мишах, та один із перших описав пригнічення росту опромінених рослин.

У 1904 році німецький дослідник Г. Петерс виявив порушення клітинного поділу під впливом іонізуючої радіації. На той час це було велике відкриття.



У 1905 році учень Петерса М. Кьорніке, який працював з рослинними об'єктами дослідив, що найбільш пошкоджуваною частиною клітини в результаті опромінення є ядро. Він описав різні типи порушень поділу ядра та хромосом і вважається засновником радіаційної цитології.

У 1906 році французькі науковці І. Бергоньє і Л. Трибондо дослідили, що найбільшою радіочутливістю володіють сперматогонії, а найбільш радіостійкі – сперматозоїди. На основі своїх досліджень вони сформуваали положення, що чутливість клітин до опромінення прямо пропорційна ступеню їх диференціації.

У 1898 році М. Мальдиной та К. Тувінен зробили ще одне відкриття – явище радіоактивної стимуляції. Ці науковці довели явище прискорення проростання насіння різних видів рослин, які перед цим були опромінені невисокими дозами рентгенівських променів.

Становлення радіоекології на Україні не відставало від світового рівня. Вже у 1896 р. І. Тарханов та О. Кулябко виявили, що внаслідок опромінення радіацією паростків окремих рослин припиняється їхній розвиток

Протягом 1886-1917 рр. на Україні створено потужну мережу рентгенодіагностичних кабінетів, а з 1910 р. в Одесі розпочала працювати потужна радіологічна лабораторія, де досліджувалась природна і техногенна радіоактивність, дія іонізуючого випромінювання, вирішувались проблеми радіотерапії і дозиметрії.

Значним поштовхом у розвитку радіоекології послужило вивчення наслідків ядерного бомбардування японських міст Хіросіми й Нагасакі. Саме тоді світу стало зрозуміло, що людство оволоділо вкрай небезпечною ядерною зброєю. Це підтвердили численні радіоекологічні експерименти, що супроводжували багаторічні випробування ядерної зброї у ряді держав світу.

Особливо гостро постала проблема забруднення довкілля у результаті цих випробувань і екологічної дії малих доз радіації. Відтак у роках ХХ ст. розпочалося формування радіоекології як науки, яка на той час вивчала поширення у природному середовищі продуктів поділу урану, що розносилися

по всій земній кулі й у вигляді глобальних опадів осідали на поверхні континентів та океанів.

Аварія на Чорнобильській АЕС у 1986 р. викликала черговий спалах інтересу до радіоекології. Над екологічними проблемами, від вирішення яких залежить ефективність заходів боротьби з негативними наслідками впливу радіації на людину, починають працювати численні фахівці-радіоекологи на Україні та за кордоном. Особливої актуальності у цей час набувають дослідження екологічної дії малих доз опромінення на довкілля. Над проблемами запобігання захворювань від радіонуклідів, які спричинені дією випромінювань, що надійшли у довкілля, працює Національний центр радіаційної медицини.

Отже, людині необхідно навчитись протидіяти негативному впливу іонізуючого випромінювання на біологічні системи і, насамперед, на свій організм, тому актуальним є питання знань механізмів дії радіації на живі об'єкти. Разом з тим, численні ефекти дії радіації є вигідними для людини і мають велике практичне значення.

### **3. Розділи радіоекології**

Внаслідок різноманітності досліджуваних екологічних об'єктів і процесів радіоекологія використовує різні методи досліджень, запозичивши їх у фізики, хімії, біології, генетики і географії.

Відповідно до рівнів організації природних чи техногенних екосистем, у радіоекології виділяють розділи, які виступають як самостійні наукові напрями: радіаційна фізика, радіаційна хімія, радіобіологія, радіаційна генетика і радіаційна географія. Ці розділи радіоекології тісно пов'язані між собою, доповнюють один одного й у сукупності створюють загальну теорію і методикку дії іонізуючого випромінювання на екосистеми.

*Радіаційна фізика* розглядає процеси передачі енергії компонентам природного середовища іонізуючого випромінювання на рівні атомів і

молекул. Будь-який процес у радіоекології розпочинається саме із взаємодії радіації з речовиною, тобто фізичного явища.

*Радіаційна хімія* вивчає властивості різних хімічних форм і сполук, які виникли внаслідок дії іонізуючого випромінювання із іншими речовинами та особливості їх відповідних хімічних перетворень. Із застосуванням методів радіаційної хімії досліджують реакції, що відбуваються за участю змінених опроміненням активних хімічних форм молекул.

*Радіобіологія* вивчає вплив іонізуючого випромінювання на біогеоценози різних рівнів, у тому числі на тваринні та рослинні угруповання й людину. Водночас вона досліджує реакції на опромінення будь-яких біологічних систем, а також особливості процесів, що спричинюють формування екологічної відповіді біогеоценозу на вплив радіації.

*Радіаційна генетика* досліджує механізми виникнення генетичних та спадкових змін й мутацій унаслідок опромінення клітин, процеси їхнього збереження, перетворення тощо.

*Радіаційна географія* розглядає питання просторово-територіального розміщення об'єктів радіоекологічного дослідження, аналізує особливості радіаційної ситуації в екосистемах локального, регіонального і глобального рівнів

#### **4. Проблеми та сучасні завдання радіоекології**

Перед світом все гостріше постає проблема негативної екологічної дії радіації на довкілля. Це зумовлено невпинним зростанням кількості радіоактивних речовин як природного, так і техногенного походження, підвищенням інтенсивності космічних променів, унаслідок чого екологічні системи (екосистеми) Землі зазнають дедалі більшого впливу іонізуючого випромінювання.

Ще в 1927 р. Одеський хіміко-радіологічний інститут першим визначив кількісний склад радію в рослинах та різних живих організмах. В 1927 р. Є.С.

Бурксер з співробітниками інституту І. Бруном та К. Бронштейном провели серію експериментів по виявленню радіоактивності рослин. Вчені Одеського радіологічного центру визначили вміст радію в продуктах харчування: пшениці, картоплі, яблуках, м'ясі, коров'ячому молоці, морських бичках та раках, після чого зробили висновок, що перелічені продукти харчування містять малі сліди радіоактивності, а концентрація радія в них така низька, що не перевищує його концентрацію в морській воді.

Підвищення рівня радіоактивності навколишнього природного середовища зумовлено передусім розвитком атомної енергетики, активним використанням джерел іонізуючого випромінювання у медицині й промисловості, а також радіоактивних речовин у техніці, наукових та військових дослідженнях. Унаслідок руйнування людиною озонового шару атмосфери також посилюється згубна дія ультрафіолетових променів.

Радіоактивне забруднення довкілля досягло глобальних катастрофічних масштабів. Воно відбувається у результаті випробувань ядерної зброї, аварій на об'єктах атомної енергетики, під час видобутку й переробки ядерного палива. Найтяжчими для екосистем світу, а особливо для здоров'я людини стали екологічні наслідки найбільшої техногенної катастрофи на Чорнобильській атомній електростанції. Отже, людство вже сьогодні повинно вчитися запобігати та протидіяти негативному впливові радіації на екосистеми. Усвідомлення важливості *радіоекології* – науки, яка вивчає дію іонізуючого випромінювання на екологічні системи, її значення для розв'язання проблем оптимізації природного середовища сприяли активному проведенню досліджень у цій галузі.

Сучасні *радіоекологічні дослідження* набули міждисциплінарного характеру на ґрунті зв'язків із суміжними науками: екологією, географією, геологією і біологією. Це зумовило широту їхньої науково-методологічної основи.

Останніми роками проведено великий обсяг цінних вітчизняних та закордонних радіоекологічних досліджень, опубліковано чимало праць з цієї

проблеми. У радіоекології постійно виникають нові факти, теоретичні положення, погляди, методи й прикладні розробки. Попри це, побутує проблема, зумовлена опрацюванням результатів досліджень, спричинена відмінністю у позиціях прихильників розвитку атомної індустрії та активних захисників довкілля. Незважаючи на відмінність у поглядах, радіоекологічні дослідження збагачують новими знаннями сучасну екологію.

### **Контрольні запитання**

1. Що вивчає радіоекологія?
2. Дайте визначення радіоекології як науки.
3. Хто запропонував термін “радіоекологія”?
4. Вкажіть предмет і методи дослідження радіоекології.
5. Визначить етапи розвитку радіоекології.
6. Які етапи розвитку радіоекології в Україні?
7. Охарактеризуйте методи дослідження які використовують в радіоекології.
8. Вкажіть галузі застосування досягнень радіоекології.
9. Охарактеризуйте зв'язок радіоекології з іншими науками.

## ТЕМА 2: ХАРАКТЕРИСТИКА ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ ТА ЇХ ВЗАЄМОДІЯ З РЕЧОВИНОЮ

1. Будова атома. Поняття радіоактивності. Одиниці радіоактивності.
2. Поняття про іонізацію.
3. Характеристика електромагнітних випромінювань.
4. Характеристика корпускулярних випромінювань.
5. Пристрої для генерації іонізуючого випромінювання.

### 1. Будова атома. Поняття радіоактивності. Одиниці радіоактивності

Атом – найменша частина хімічного елемента, яка зберігає всі його властивості, його розміри  $10^{-8}$  см, складається з позитивно зарядженого ядра і негативно заряджених електронів, що рухаються у вигляді електронної хмари по електронним орбіталям. Атом в цілому електронейтрален.

Електрон – стійка елементарна частинка з масою спокою, що дорівнює 0,000548 атомної одиниці маси (а.о.м.) або  $9,1 \times 10^{-28}$  грамів. Електрон несе один елементарний негативний заряд електрики, рівний  $1,6 \times 10^{-19}$  Кл, який в ядерній фізиці прийнято за одиницю. Електрони переміщуються по еліптичних орбітах, утворюючи електронну оболонку атома у вигляді хмарки, вони групуються на тій чи іншій електронній орбіті в залежності від енергії. Число електронних орбіталей коливається від однієї до семи відповідно групам хімічних елементів періодичної системи Д.І. Менделєєва, позначаються буквами латинського алфавіту.

Ядро атомів складаються з позитивно заряджених частинок – протонів, і нейтральних в електричному відношенні частинок – нейтронів, які в цілому називаються нуклонами. Вони знаходяться в постійному русі і між ними діють внутріядерні сили тяжіння. Число протонів в ядрі дорівнює порядковому номеру елемента в періодичній системі Д.І. Менделєєва і позначається в лівому нижньому кутку символу елемента буквою  $Z$ , а сумарне число протонів і нейтронів - в лівому верхньому кутку і позначається буквою  $M$ , воно відповідає атомній масі хімічного елемента. наприклад:  $U^{235}_{92}$ .

*Протон* (p) – стійка елементарна частинка з масою спокою рівною 1,00758 а.о.м. ( $1,6725 \times 10^{-24}$  г), приблизно в 1840 разів більше маси спокою електрона, має один елементарний заряд, рівний заряду електрона.

*Нейтрон* (n) – електрично нейтральна частинка, маса спокою якої дорівнює масі спокою протона (1 а.е.м). Внаслідок своєї електричної нейтральності нейтрон не відхиляється під впливом магнітного поля, не відштовхується атомним ядром, має велику проникаючу здатність і біологічну ефективність.

Таким чином, атоми хімічних елементів *електронеутральні*. При передачі електронам ззовні додаткової енергії вони можуть переходити з одного енергетичного рівня (орбіти) на інший або навіть залишати межі даного атома. Атоми, що володіють надлишком енергії, називають збудженими. Перехід електронів з зовнішніх орбіт на внутрішні супроводжується рентгенівським випромінюванням. При сильних електричних впливах електрони вириваються з атома, видаляються за його межі, а атом перетворюється в позитивний іон, а атом, який приєднав один або кілька електронів – в негативний.

Процес утворення іонів з нейтральних атомів називається іонізацією. У природі більшість хімічних елементів складається з суміші атомів з різною кількістю нейтронів, але з постійним числом протонів – такі атоми називаються ізотопами. Атоми хімічного елемента з однаковим масовим числом, але ядра яких знаходяться в різному енергетичному стані, називаються **ізомерами**. Ядра всіх ізотопів хімічних елементів прийнято називати **нуклідами**. Наприклад: елемент уран складається з ізотопів  $^{238}\text{U}$  – 98,5% та  $^{235}\text{U}$  – 1,5%.

Ізотопи поділяються на 2 групи: стабільні і радіоактивні. **Радіонукліди** – це радіоактивні атоми з даним масовим числом (сумарним числом протонів і нейтронів) і атомним номером або з даним енергетичним станом атомного ядра (для ізомерів).

*Радіоактивність* – перетворення атомних ядер одних хімічних елементів в ядра інших хімічних елементів з виділенням енергії у вигляді електромагнітного випромінювання (гамма і рентгенівське випромінювання) і корпускулярних частинок (альфа-, бета-, нейтронне, позитронне випромінювання).

Радіоактивні випромінювання, що відбуваються в природі без зовнішнього впливу, називаються природною радіоактивністю, а в штучно отриманих під впливом альфа-, нейтронного випромінювань речовинах (через ядерні реакції) – штучною або наведеною радіоактивністю. В даний час відомі 3 природних радіоактивних сімейства:

1. Урана-радію – U 235

${}_{92}^{235}\text{U}$  та  ${}_{88}^{226}\text{Ra}$ , які через 8 альфа- і 6 бета-розпадів перетворюються в стабільний ізотоп свинцю –  ${}_{82}^{208}\text{Pb}$ .

2. Торія –  ${}_{90}^{232}\text{Th}$ , який через 6 альфа- і 4 бета-розпадів перетворюється в стабільний ізотоп свинцю.

3. Актинія-урану –  ${}_{92}^{235}\text{U}$  та  ${}_{89}^{235}\text{Ac}$ , які в результаті 7 альфа- і 4 бета-розпадів також перетворюються в стабільний ізотоп свинцю.

Швидкість ядерних перетворень характеризується активністю – числом ядерних перетворень за одиницю часу. В системі СІ за одиницю активності радіонуклідів приймається одиниця бекерель (Бк), дорівнює одному ядерному перетворенню в 1 секунду:

$1 \text{ Бк} = 1 \text{ розпад/с}$ .

Застосовуються також кратні величини: МБк =  $10^6$  Бк; ГБк =  $10^9$  Бк; ТБк =  $10^{12}$  Бк; ПБк =  $10^{15}$  Бк. Позасистемною одиницею активності радіонуклідів є одиниця Кюрі (Ки) – це така кількість радіоактивних речовин, в якій число радіоактивних перетворень в 1 секунду дорівнює  $3,7 \times 10^{10}$ . Ця величина відповідає радіоактивності 1 г радію.

$1 \text{ Ки} = 3,7 \times 10^{10} \text{ розпад/с} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Бк}$ .

Застосовуються також дробні величини: мКи =  $10^{-3}$  Ки; мкКи =  $10^{-6}$  Ки; нКи =  $10^{-9}$  Ки; пКи =  $10^{-12}$  Ки. Одиницями питомої активності або концентрації, тобто



активності на одиницю маси або об'єму є такі величини як: Кі/мл, Кі/г, Бк/г, Бк/мл и др.

Одиницею гамма-активності радіоактивних джерел є еквівалент 1 мг радію. Міліграм еквівалент радію (мг·екв. радію) дорівнює активності будь-якого радіоактивного препарату, гамма-випромінювання якого створює при однакових умовах таку ж потужність експозиційної дози, як гамма-випромінювання 1 мг радію еталона при платиновому фільтрі 0,5 см на відстані 1 см від джерела. Точкове джерело в 1 мг (1 мКі) радію створює потужність експозиційної дози 8,4 Р/год. Ця величина називається іонізаційною гамма-постійною радію і позначається символом  $K\gamma$ .

Гамма-еквівалент будь-якого ізотопу  $M$  пов'язаний з його активністю  $A$  (мКі) через іонізаційну гамма-постійну радію співвідношеннями:  $M = A \cdot K\gamma / 8,4$ ;  $A = M \cdot 8,4 / K\gamma$ .

Ці співвідношення дозволяють зробити перехід від активності, вираженої в мг·екв. радію, до активності, вираженої в мКі, і навпаки.

## 2. Поняття про іонізацію

*Іонізуюче випромінювання* – це випромінювання, взаємодія якого з речовиною призводить до іонізації його атомів і молекул.

*Іонізація* – перетворення електронейтральних частинок на позитивно або негативно заряджені іони.

При перетворенні на позитивно заряджений іон атоми втрачають електрони.

При перетворенні на негативно заряджений іон атоми приєднують електрони.

*Енергія іонізації* – енергія, яку потрібно затратити для відщеплення електрону від не збудженого атому з перетворенням останнього на позитивно заряджений іон.

*Потенціал іонізації* – найменша напруга зовнішнього поля, за якої швидкість електронів стає достатньою для іонізації атомів.

Для відриву електрона від атома чи молекули потрібна мінімальна енергія ( $E_{min}$ ):

$$E_{min} = Ue, \text{ де}$$

$U$  – потенціал іонізації;

$e$  – заряд електрона.

Потенціал іонізації виражають у *вольтах*. Визначають за:

– спекроскопічними даними; – характеристиками ударної іонізації.

Енергію електронних переходів (так само, як фотонів або частинок іонізуючого випромінювання) виражають в *електрон-вольтах* (eV). Це *позасистемна одиниця енергії*.

Електрон-вольт дорівнює енергії, яку набирає частинка з одиничним зарядом (заряд електрона), переміщуючись в прискорювальному полі між двома точками з різницею потенціалів в 1 В ( $1 \text{ eV} = 1,60219 \cdot 10^{-19}$  Дж).

Від нього утворені десятинні кратні одиниці – *кілоелектрон-вольт* (keV), *мегаелектрон-вольт* (MeV).

*Збудженням* називають такий стан атомів чи молекул, коли вони мають енергію, більшу ніж в основному стані. Підвищення енергії в системі атомів чи молекул відбувається шляхом електронних переходів з основного стану в збуджений.

Зі стану збудження молекула може повернутися до основного стану кількома способами:

– теплова конверсія – перетворення енергії електронного збудження на тепло;

– флуоресценція – випромінювання кванта енергії, який за значенням відповідає різниці енергій певних електронних рівнів;

– передавання енергії збудження іншій молекулі;

– фотохімічна реакція – перетворенням збудженої молекули на молекулу або молекули інших речовин.

Час перебування молекули в збудженому стані залежить від форми збудження.

*Синглетний стан* – стан електрону, за якого спін залишається незмінним в разі збудження;

*Триплетний стан* – стан електрону, за якого спін змінюється.

Оскільки збуджені атоми й молекули на зовнішніх орбіталах мають вільні електрони, вони характеризуються підвищеною реакційною здатністю. Стан атомів і молекул, якому властива наявність на орбіталах електронів із неспареними спінами, називають *вільнорадикальним*.

Розрізняють два типи іонізуючих випромінювань:

- електромагнітне;
- корпускулярне.

### **3. Характеристика електромагнітного випромінювання**

Електромагнітне випромінювання – являє собою сукупність змінних електричного й магнітного полів, які поширюються в просторі у формі хвиль.

Електромагнітні хвилі характеризуються величинами:

- векторними:
  - напруженість електричного поля;
  - напруженість магнітного поля;
  - швидкість.
- скалярними:
  - частота коливань  $\nu$ ;
  - довжина хвилі  $\lambda$ .

Останні величини пов'язані між собою таким співвідношенням:

$$N=0,693/\lambda.$$

Швидкість поширення електромагнітних хвиль у вакуумі становить  $2,998 \cdot 10^8$  м/с.

Хвильові властивості електромагнітного випромінювання:

- інтерференція;

- дифракція;
- поляризація.

У 1900 р. М. Планк довів, що світлова енергія випромінюється і поглинається тілами не безперервно, а окремими порціями – квантами.

Електромагнітні хвилі можна описувати як потік квазічастинок – фотонів, енергія яких  $E$  пропорційна частоті коливань  $\nu$ :

$$E=h\nu, \text{ де}$$

$h$  – стала Планка (квант дії), що дорівнює  $6,626176 \cdot 10^{-34}$  Дж•с.

Спін фотона дорівнює одиниці, маса спокою – нулю.

*Хвильові властивості* електромагнітного випромінювання проявляються тим краще, чим більша довжина хвилі.

*Квантові властивості* електромагнітного випромінювання проявляються тим виразніше, чим менша довжина хвилі.

Фотони, які є квантами електромагнітного поля, в разі поширення виявляють *хвильові властивості*, а в разі взаємодії з речовиною – *корпускулярні*.

До явищ, в яких виявляється корпускулярна природа електромагнітних хвиль, належать:

- фотоефект;
- напівпружне співударяння (комптонівський ефект).

До іонізуючого електромагнітного випромінювання належать:

- ультрафіолетові промені ( $\lambda=400 \dots 50$  нм);
- рентгенівські промені ( $\lambda=50 \dots 0,01$  нм);
- гамма-випромінювання ( $\lambda < 0,01$  нм).

*Ультрафіолетові промені* мають природне походження і надходять на земну поверхню від Сонця із космічного простору. Вони шкідливі для живих складових екосистеми. Останнім часом потужність ультрафіолетового випромінювання значно збільшилася внаслідок зменшення щільності захисного озонового шару Землі і виникнення „озонових дір”.

*Рентгенівські промені.* Під час гальмування зарядженої частинки в електричному полі генерується електромагнітне випромінювання, яке дістало назву *гальмівного*. Його інтенсивність пропорційна квадрату прискорення зарядженої частинки.

Внаслідок розсіювання та гальмування електронів в електростатичному полі атомних ядер і електронів виникають рентгенівські промені.

Відкриття рентгенівського випромінювання приписується Вільгельму Конраду Рентгену. Він був першим, хто опублікував статтю про рентгенівські промені, які він назвав ікс-променями (*x-ray*).

Вважається, однак доведеним, що рентгенівські промені вже були отримані до цього. Катодопроменева трубка, яку Рентген використовував у своїх експериментах, була розроблена Й. Хітторфом і В. Круксом. При роботі цієї трубки виникають рентгенівські промені. Однак ніхто з них не усвідомив значення зробленого ними відкриття й не опублікував своїх результатів. Із цієї причини Рентген не знав про зроблені висновки і відкрив промені незалежно – при спостереженні флюоресценції, що виникає при роботі катодопроменевої трубки.

За відкриття рентгенівських променів Рентгену в 1901 році була присуджена перша Нобелівська премія з фізики, причому нобелівський комітет підкреслював практичну важливість його відкриття.

*Рентгенівські промені* – це електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі 50...0,01 нм, чому відповідають значення енергії фотонів 0,12...1237 кеВ.

Енергія фотонів рентгенівського випромінювання пов'язана з довжиною хвилі  $\lambda$  таким співвідношенням:  $h\nu = 1,237/\lambda$ .

Рентгенівські промені виникають за умов гальмування швидких електронів у певних речовинах, переважно металах, де індукуються енергетичні переходи внутрішніх електронів атому після їх збудження електронами, іонами або фотонами. Рентгенівським випромінюванням супроводжується також захоплення електронів із глибинних орбіталей атома.

Для генерації рентгенівського випромінювання застосовують *рентгенівські апарати*, в яких прискорені у вакуумі електрони потрапляють на мішень із вольфраму або молібдену, де внаслідок гальмування швидких електронів і виникають рентгенівські промені.

Спектри рентгенівських променів поділяють на:

- суцільні;
- характеристичні.

*Суцільні спектри* характеризують різночастотне випромінювання. Рентгенівські промені, що генеруються в рентгенівських апаратах, є різночастотними й характеризуються суцільним спектром. Такі самі спектри властиві й іншим типам гальмівного випромінювання.

*Характеристичними* називають лінійчасті спектри, в яких кожна лінія відповідає певним енергетичним переходам внутрішніх електронів атома. Короткохвильове рентгенівське випромінювання належить до «жорсткого», а довгохвильове – до «м'якого».

«М'який рентген» характеризується найменшою енергією фотона та частотою випромінювання, а «жорсткий рентген» має найбільшу енергію фотона та частоту випромінювання.

*Синхротронне випромінювання* – це електромагнітне випромінювання, що належить до гальмівного, оскільки джерелом його є електрони, прискорені до таких швидкостей, коли проявляються релятивістські ефекти (зростання маси в міру наближення швидкості частинки до швидкості світла).

Саме такі умови руху заряджених електронів створюються у *синхротронах*, тому випромінювання дістало назву синхротронного.

*Гамма-випромінювання* – це короткохвильове електромагнітне випромінювання, яке виникає в разі зміни енергетичного стану атомних ядер, що утворюються в результаті радіоактивного розпаду.

Енергетичний перехід здійснюється з вищих збуджених рівнів на нижчі.

Перехід ядра із збудженого стану в основний може відбуватися шляхом випромінювання  $\gamma$ -фотона або групи  $\gamma$ -фотонів.

Гамма-фотони, виділенням яких супроводжується радіоактивний розпад, мають енергію 2... 10 МеВ.

Як джерело  $\gamma$ -випромінювань часто використовують радіоактивні ізотопи кобальту ( $^{60}\text{Co}$ ) і цезію ( $^{137}\text{Cs}$ ).

Ці радіоактивні ізотопи застосовують і в більшості *гамма-опромінювальних установках*. Це різні за конструкцією пристрої, однак усі вони мають потужний екран, що захищає персонал від опромінення, й таке розташування джерел випромінювання, яке дає змогу регулювати потужність дози і забезпечувати рівномірність дозового поля в просторі, в який вводиться опромінюваний об'єкт.

Для досліджень тривалої дії  $\gamma$ -променів на рослини облаштовують *гамма-поля*. Це польові ділянки, обладнані джерелом  $\gamma$ -випромінювання, яке створює поле випромінювання на території, де вирощуються рослини або підтримуються певні типи біоценозів.

Існують  $\gamma$ -поля з одним центральним джерелом випромінювання або кількома, розподіленими по ділянці.

Гамма-поля використовують у дослідженнях із радіаційної генетики, а також для вивчення наслідків хронічного опромінення штучних і природних біоценозів.

Під час деяких ядерних реакцій виникають фотони, енергія яких може досягати 20 МеВ.

#### **4. Характеристика корпускулярного випромінювання**

*Корпускулярне випромінювання* – це потік частинок, які мають ненульове значення маси спокою. До цього випромінювання належать:

- $\beta$ -випромінювання;
- $\alpha$ -промені;
- протони;
- швидкі ядра хімічних елементів, а саме:

- *Нейтрони* – електрично нейтральні елементарні частинки масою 1838. Нейтрони разом з протонами входять до складу ядер усіх хімічних елементів, за винятком найлегшого ізотопу водню – протію (1H).

У вільному стані нейтрон є нестабільною елементарною частинкою і швидко перетворюється на протон, електрон і антинейтрино. Середній період існування вільного нейтрону становить 12,5 хв.

Потоки нейтронів одержують в ядерних реакторах і в спеціальних генераторах нейтронів на основі ядерних реакцій з використанням в якості джерела  $\alpha$ -частинок радіоізоотопів  $^{226}\text{Ra}$  або  $^{210}\text{Po}$ .

Нейтрони є важливою складовою частиною випромінювань, що супроводжують атомний вибух.

- *Мезони* – це нестабільні елементарні частинки, маса яких більша за масу електрона, але менша від маси протона. Є мезони як електрично нейтральні, так і заряджені. Розрізняють пі-мезони (піони) і К-мезони (каони). Час існування мезонів дуже короткий: значно менший за мільйонну частку секунди. Внаслідок розпаду мезонів із негативним зарядом виникають електрон і нейтрино.

- *Мюони (мю-мезони)* – це також нестабільні елементарні частинки, маса яких у 207,3 рази перевищує масу електрона.

Виникають мюони внаслідок розпаду більш масивних мезонів ( $\pi^{+-}$ ,  $K^{+-}$ , К-мезонів). Час їх існування –  $2,2 \cdot 10^{-6}$  с. Мюони виявляються в космічних променях.

- *Оже-електрони*. В ефекті Оже, що полягає в самоіонізації збуджених атомів під час перерозподілу в них енергії, можуть випромінюватись електрони, енергія яких достатня для іонізації атомів і молекули. Так, перехід електрона з вищої орбіталі на вакансію в К-оболонці супроводжується вильотом електрона однієї з верхніх орбіталей за межі атома. Це і є електрони Оже.



## 5. Пристрої для генерації іонізуючого випромінювання

Для одержання заряджених частинок – електронів, протонів, атомних ядер, іонів із підвищеними енергіями – сконструйовано багато різних пристроїв – *прискорювачів*.

У цих пристроях прискорення руху заряджених частинок досягається використанням електричного поля. Напрямок руху змінюється під дією магнітного поля, яке, не впливаючи на швидкість частинок, дає змогу створювати траєкторію руху відповідної форми.

За характером траєкторії прискорюваних заряджених частинок розрізняють:

- *лінійні* прискорювачі, в яких траєкторії частинок близькі до прямої лінії;
- *циклічні*, в яких траєкторії частинок близькі до кола або спіралі.

За характером прискорювального поля прискорювачі заряджених частинок поділяють на:

- *резонансні*, в яких прискорення частинкам надається змінним високочастотним електромагнітним полем, а частинки, що рухаються в резонансі із змінами поля;

- *нерезонансні*, в яких напрям поля за час прискорення частинок залишається незмінним.

*Циклотрони* – циклічні резонансні прискорювачах із постійним магнітним полем і постійним періодом прискорювального високочастотного електричного поля, де заряджені частинки багаторазово проходять крізь прискорювальні елементи, формуються потоки швидких протонів, дейтронів, альфа-частинок (ядра атомів  $^3\text{He}$  і  $^4\text{He}$ ) та багатозарядних іонів елементів із малим атомним номером.

*Синхротрони* – циклічні прискорювачі заряджених частинок із змінним магнітним полем і постійною частотою прискорювального електричного поля – генеруються потоки швидких електронів.

Швидкі електрони генеруються також у *бетатронах* – індукційних прискорювачах електронів до енергії порядку сотень мегаелектрон-вольт.

Принцип дії бетатрона полягає у використанні вихрового електричного поля, що утворюється внаслідок швидкого зростання неоднорідного магнітного поля. Це й створює умови для прискорення електронів до великих швидкостей.

*Синхрофазотронах* – циклічні резонансні прискорювачі заряджених частинок, в яких прискорення здійснюється дією високочастотного електричного поля на частинки, які рухаються в магнітному полі, що зростає. Одержують протони дуже високих енергій (порядку тисяч гігаелектрон-вольт

### **Контрольні запитання**

1. Яка будова атома?
2. Які Вам відомі поняття радіоактивності?
3. Які одиниці радіоактивності?
4. Обґрунтуйте поняття про іонізацію?
5. Характеристика електромагнітних випромінювань?
6. Характеристика корпускулярних випромінювань?
7. Які пристрої для генерації іонізуючого випромінювання?

## **ТЕМА 3: ФІЗИЧНІ ПАРАМЕТРИ РАДІОЕКОЛОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ**

1. Класифікація джерел іонізуючого випромінювання.
2. Природний радіаційний фон.
3. Дозиметричні величини і одиниці.
4. Додаткові дозиметричні величини.

### **1. Класифікація джерел іонізуючого випромінювання, природний радіаційний фон**

Всі живі істоти на Землі постійно піддаються впливу іонізуючої радіації шляхом зовнішнього та внутрішнього опромінення за рахунок природних і штучних джерел іонізуючих випромінювань, які утворюють *радіаційний фон*.

**Природні джерела іонізуючого випромінення** – це сукупність *космічного випромінювання, випромінювання від природних радіонуклідів*, розсіяних в атмосфері, літосфері, гідросфері і знаходяться в складі біологічних організмів: усі ці випромінювання утворюють *природний радіаційний фон (ПРФ)*, середня ефективна доза якого становить 2000 мкЗв на рік на людину.

**Штучні джерела іонізуючого випромінення** – це сукупність випромінювань, що утворюються в результаті ядерних вибухів, діяльності атомних електростанцій, вилучення корисних копалин з надр Землі, застосування іонізуючого випромінення та радіоактивних речовин в медицині, науці, в інших галузях господарської діяльності людини. Сукупність цих джерел становить *штучний радіаційний фон – ШРФ*, який в даний час в цілому по земній кулі додає до ПРФ лише 1-3%.

## 2. Природні джерела іонізуючого випромінювання

До природних джерел іонізуючого випромінювання відносяться космічне випромінювання (первинне і вторинне), природні радіоактивні речовини, розсіяні в атмосферному повітрі, гідросфері і літосфері.

### Космічне випромінювання

Розрізняють первинне і вторинне космічне випромінювання. *Первинні космічні промені* є потоком частинок високих енергій, що приходять на Землю з космосу і що виникають в процесі термоядерних реакцій в надрах Сонця і зірок. **Первинне космічне випромінювання** складається з протонів – 92%, альфа-частинок – 7%, ядер атомів літію, берилію, вуглецю, азоту і кисню та ін. Крім того, до складу космічного випромінювання входять електрони, позитрони, гамма-кванти і нейтрино.

При різкому збільшенні сонячної активності можливо наростання космічного випромінювання на 4–100%. Лише деякі первинні космічні промені досягають поверхні Землі, так як вони взаємодіють з атомами повітря, наро-джуючи потоки частинок вторинного космічного випромінювання.

Опромінення об'єкта досягається тим, що його на певний час поміщають у простір, де діє іонізуюче випромінювання (є потік радіації). Цей простір називають *полем іонізуючого випромінювання*.

Всі види іонізуючого випромінювання супроводжуються звільненням різної кількості енергії і високою проникною здатністю, тому вони мають різний вплив на живі організми і екосистеми в цілому.

Пошкодження, викликані в живих організмах опроміненням є тим більші, чим більше енергії передано їхнім тканинам. Кількість такої енергії називається *дозою*.

Дозу іонізуючого випромінювання людина може зазнати від будь-якого радіонукліда або їхньої суміші незалежно від того, містяться вони поза організмом або всередині його.

Дію іонізуючого випромінювання визначають *методами радіометрії*.

**Радіометрія** – розділ прикладної ядерної фізики, який розробляє теорію і практику вимірювання радіоактивності і ідентифікацію радіоізотопів.

До головних радіометричних параметрів належать:

- число частинок  $N$ , випромінюваних, перенесених або поглинутих опромінюваним об'єктом;
- енергія іонізуючого випромінювання  $E = 1$  Дж;
- потік іонізуючих частинок – відношення числа іонізуючих частинок, що проходять крізь дану поверхню за інтервал часу  $dt$ , до цього інтервалу і дорівнює  $1 \text{ с}^{-1}$ ;
- потік іонізуючого випромінювання – відношення енергії іонізуючого випромінювання, що проходить крізь дану поверхню за інтервал часу, до цього інтервалу і дорівнює  $1 \text{ Вт}$ ;
- перенесення (флюенс) іонізуючих частинок – відношення числа іонізуючих частинок, що проникають в елементарну сферу, до площі центрального перерізу цієї сфери і дорівнює  $1 \text{ м}^{-1}$ ;

- перенесення (флюенс) енергії іонізуючого випромінювання – відношення енергії іонізуючого випромінювання, що проникає в елементарну сферу, до площі центрального перерізу цієї сфери і дорівнює  $1 \text{ Дж/м}^2$ ;

- щільність потоку іонізуючих частинок – відношення потоку іонізуючих частинок що проникають в елементарну сферу, до площі центрального перерізу цієї сфери і дорівнює  $1 \text{ с}^{-1} \cdot \text{м}^{-2}$ ;

- щільність потоку іонізуючого випромінювання – відношення потоку енергії іонізуючого випромінювання, що проникає в елементарну сферу, до площі центрального перерізу цієї сфери і дорівнює  $1 \text{ Вт/м}^2$ .

### 3. Дозиметричні величини і одиниці

Необхідність кількісної і якісної оцінки дії іонізуючого випромінювання на організм людини і тварин, різні речовини живої і неживої природи, проведення контролю радіаційної безпеки при роботі з випромінюванням сприяли розвитку дозиметрії.

**Дозиметрія** – розділ ядерної фізики і вимірювальної техніки, де вивчаються величини, які характеризують дію іонізуючого випромінювання на речовини, а також методи і прилади для його якісного і кількісного визначення.

1. *Експозиційна доза фотонного випромінювання (експозиційна доза) [Dexp]* – відношення сумарного заряду усіх іонів одного знаку, утворених в повітрі, до маси повітря в зазначеному об'ємі.

*Одиниця експозиційної дози [Dexp]=1 Кл/кг.* Кулон на кілограм дорівнює експозиційній дозі, за якої всі електрони і позитрони, звільнені фотонами в повітрі масою 1 кг, виробляють іони, що несуть електричний заряд 1 Кл кожного знаку.

*Позасистемна одиниця – рентген (Р)* – пов'язана з одиницею СІ цієї величини такими співвідношеннями:  $1\text{Р}=2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}$ ;  $1 \text{ Кл/кг}=3,88 \cdot 10^3 \text{ Р}$ .

Похідні одиниці рентгену (Р):

– кілорентген (кР) = 103 Р;

- мілірентген (мР) =  $10^{-3}$  Р;
- мікрорентген (мкР) =  $10^{-6}$  Р.

Для корпускулярного випромінювання була запропонована одиниця  $feR$  (фізичний еквівалент рентгену), але вона не одержала практичного застосування.

2. *Потужність експозиційної дози фотонного випромінювання (потужність експозиційної дози)  $[R_{exp}]$*  – відношення приросту експозиційної дози за інтервал часу до цього інтервалу часу.

*Одиниця потужності експозиційної дози:  $[R_{exp}] = 1$  А/кг.* Ампер на кілограм дорівнює потужності експозиційної дози фотонного випромінювання, за якої за 1 с створюється експозиційна доза 1 Кл/кг.

*Позасистемна одиниця потужності експозиційної дози – рентген за секунду (Р/с)* – пов'язана з одиницею СІ цієї величини такими співвідношеннями:  $1 \text{ Р/с} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ А/кг}$ ;  $1 \text{ А/кг} = 3,88 \cdot 10^3 \text{ Р/с}$ .

3. *Поглинута доза іонізуючого випромінювання  $[D_{abs}]$*  – відношення середньої енергії, що передається іонізуючим випромінюванням речовині в елементарному об'ємі, до маси речовини в цьому об'ємі.  $[D_{abs}] = 1 \text{ Дж/кг} = 1 \text{ Гр} = 100 \text{ рад}$ .

*Одиницею поглинутої дози є Грей.* Грей дорівнює поглинутій дозі іонізуючого випромінювання, за якої речовині масою 1 кг передається енергія іонізуючого випромінювання 1 Дж.

*Позасистемна одиниця поглинутої дози – рад.* Ця одиниця була рекомендована Міжнародним конгресом радіологів у 1953 році і одержала широке застосування на практиці.

Рад (rad – radiation absorbed dose) – поглинута доза любого виду іонізуючого випромінювання, при якій в 1 г маси речовини поглинається енергія випромінювання, що дорівнює 100 ерг (енергетичний еквівалент рентгена).

$$1 \text{ рад} = 100 \text{ ерг/г} = 0,01 \text{ Дж/кг}.$$

Поглинута доза випромінювання показує втрату енергії випромінювання на одиницю маси речовини і водночас енергію, придбану речовиною на одиницю її маси.

Одиниці рентген і рад з переходом більшості країн на єдину Міжнародну систему одиниць (СІ) виявились поза системою, оскільки були засновані на інших принципах, але поряд з новими одиницями дозволені до застосування протягом обмеженого періоду, так званого «перехідного періоду». Це пов'язано з тим, що вся дозиметрична апаратура поки що відградуїрована в рентгенах.

Поглинуту в тканинах дозу визначають в радах розрахунковим методом за формулою:

$$D_{\text{рад}} = D(P) \cdot f; \text{ де}$$

$D_{\text{рад}}$  – поглинута доза в радах;

$D(P)$  – експозиційна доза в рентгенах в тій же точці;

$f$  – перехідний коефіцієнт, величина якого залежить від енергії випромінювання та від типу поглинаючої тканини.

4. *Потужність поглинутої дози іонізуючого випромінювання (потужність дози випромінювання) [Pabs].* [Pabs] – відношення приросту поглинутої дози за інтервал часу до цього інтервалу часу. [Pabs]=1Гр/с. Грей за секунду дорівнює потужності поглинутої дози випромінювання, за якої за 1 с у речовині створюється доза випромінювання 1 Гр.

В біологічному відношенні важливо знати не просто дозу випромінювання, яку одержав опромінюваний об'єкт, а дозу, одержану за одиницю часу.

В одному випадку сумарна доза, яка значно буде перевищувати смертельну дозу, і одержана протягом тривалого часу не тільки не призведе до загибелі людини, але навіть не викличе реакцію променевого пошкодження. В іншому випадку доза менша за смертельну, але одержана за короткий проміжок часу може викликати розвиток променевої хвороби різної тяжкості. У зв'язку з цим введено поняття потужності дози.

Потужність дози ( $P$ ) – це доза випромінювання  $D$ , віднесена до одиниці часу  $t$ :

$$D = P \cdot t;$$

Чим більша потужність дози  $P$ , тим швидше зростає доза випромінювання  $D$ .

#### 4. Додаткові дозиметричні величини

Основною величиною, що характеризує передавання енергії іонізуючого випромінювання атомам і молекулам речовини, є *лінійне передавання енергії (ЛПЕ)*. Ця величина показує, яка кількість енергії була передана в актах взаємодії випромінювання і речовини на одиницю довжини треку і дорівнює 1 Дж/м, позасистемна одиниця – еВ/нм.

Через відмінність просторового розподілу іонів та збуджених станів молекул в опромінюваній речовині або живій клітині за різних значень *лінійного передавання енергії* радіаційні ефекти за однієї й тієї самої дози опромінення можуть бути різними. Цим зумовлено введення додаткових дозиметричних величин.

*Відносна біологічна ефективність (ВБЕ) випромінювання* – це коефіцієнт, який характеризує відносну ефективність дії радіації з різними значеннями ЛПЕ щодо певного біологічного ефекту.

*Коефіцієнт якості іонізуючого випромінювання (КЯ)* – показує, на яке число слід помножити значення поглинутої дози, щоб врахувати ефективність дії різних типів випромінювань, котра варіює. Поняття *КЯ* та *ВБЕ* тотожні.

Значення *ВБЕ* для одного й того самого типу випромінювання можуть бути неоднаковими за різних умов опромінення й станів опромінюваного організму.

Проте в практиці нормувань і протирадіаційного захисту людини *ВБЕ* розглядають як сталу величину, і на основі цього параметра вводять коефіцієнт, що враховує біологічну ефективність іонізуючих випромінювань різних типів – *радіаційний зважуючий фактор*.



*Еквівалентна доза.* Прояв радіобіологічного ефекту залежить не тільки від поглинутої дози, а й від типу іонізуючого випромінювання.

В разі опромінення біологічних об'єктів іонізуючими випромінюваннями різних типів за однакових значень поглинутої дози прояви радіобіологічної реакції можуть істотно відрізнятися. Наприклад, радіобіологічна реакція на дію швидких нейтронів або  $\alpha$ -частинок набагато сильніша, ніж у разі опромінення  $\gamma$ -радіацією або рентгенівськими променями в таких самих дозах. Цим і зумовлено введення поняття "якість випромінювання", під чим розуміється його біологічна ефективність.

Оцінюючи біологічну дію випромінювань різних типів, вводять коефіцієнти, що враховують якість випромінювання. Ці коефіцієнти (їх визначають в експериментах) називаються *зважуючим фактором*, або *коефіцієнтами зважування на тип випромінювання*. Це безрозмірні величини, які показують, у скільки разів випромінювання даного типу ефективніше щодо біологічної дії порівняно з випромінюванням, дія якого береться за одиницю, – рентгенівськими променями або  $\gamma$ -радіацією. Поглинута доза, в якій враховано поправку на якість випромінювання, тобто добуток поглинутої дози на коефіцієнт зважування на тип випромінювання, називається *еквівалентною D<sub>eq</sub>*. Одиниця еквівалентної дози:  $[D_{eq}] = 1 \text{ Зв}$ . Зіверт дорівнює еквівалентній дозі, за якої добуток поглинутої дози на відповідний коефіцієнт зважування на тип випромінювання дорівнює 1 Дж/кг.

*Ефективна доза.* В разі рівномірного опромінення всього тіла організму інтенсивність прояву радіобіологічного ефекту інша, ніж у випадку, коли опромінення зазнає окремий орган чи тканина або коли опромінення окремих тканин неоднорідне (різні поглинуті дози).

В разі опромінення окремого органу для досягнення такого самого ефекту, що й унаслідок опромінення в певній дозі всього тіла, здебільшого потрібні більші дози радіації.

Аби одним значенням дози схарактеризувати опромінення, що фактично є комбінацією різних поглинутих доз у тих або інших тканинах, введено

*коефіцієнти зважування на тканину.* Ці безрозмірні коефіцієнти показують відносний внесок того чи іншого органу або тканини у формування радіобіологічних реакцій усього організму.

Поглинута доза, в якій ураховано поправку на тканину, називається *ефективною Def*. Одиниця ефективної дози:  $[Def] = 1 \text{ Зв}$ .

Якщо в обчисленні дози врахувати коефіцієнти зважування на тип випромінювання й на тканину, то дістанемо значення *еквівалентної ефективної дози*.

*Дозиметричні величини, що характеризують умови опромінення людини* – вноормовують дозові навантаження на людей для запобігання негативним наслідкам дії радіації на їхнє здоров'я. З цих величин найчастіше використовуються:

– *очікувана еквівалентна доза* – результат сумації еквівалентних доз опромінення, які людина отримує за певний період її життя. Ця величина є інтегралом по часу від потужності еквівалентної дози. Якщо не вказано інтервал часу, на якому обчислюється інтеграл, то мають на увазі 50 років для дорослих і 70 років для дітей;

– *очікувана ефективна доза* – результат інтегрування потужності ефективної дози по часу з тими самими часовими інтервалами, що й у випадку очікуваної еквівалентної дози.

*Одиницею цих доз є Зіверт.*

Ці величини характеризують дози, які отримує або може отримати окрема людина протягом життя.

Для кількісної оцінки опромінення певної популяції людей, усього населення або окремих його груп застосовують спеціальні величини – *колективну еквівалентну та колективну ефективну дози*.

*Сумарна колективна доза* для населення становить суму колективних доз, які отримали окремі групи, що зазнали опромінення.

Одиниця колективної дози:  $= 10^4 \text{ люд.}\cdot\text{Зв}$ .

Коллективна доза може нагромаджуватися протягом певного часу, і в цьому разі розглядається *потужність колективної дози* – значення колективної дози, що формується за одиницю часу.

Коллективні дози також можуть бути вже *нагромадженими* або *очікуваними* за певний проміжок часу. Їх визначають інтегруванням потужності очікуваної колективної дози по часу.

Коллективна доза, зумовлена наявністю радіоактивних речовин у середовищі, також може нагромаджуватися протягом дуже тривалого часу.

Розглянуті величини можна використовувати для нормування дозових навантажень не тільки на людину, а й на будь-яку біологічну систему Землі швидкість космічних частинок приблизно дорівнює 300 км/с, тобто близько 0,001С (де С – швидкість світла). Щільність космічних частинок на орбіті Землі залежить від інтенсивності термоядерних реакцій на Сонці. У спокійні періоди діяльності Сонця щільність первинних космічних частинок на орбіті Землі на висоті 50 км від її поверхні дорівнює 1–2 част/см<sup>2</sup>·с. У періоди посилення активності Сонця кількість їх може досягати 100 част/см<sup>2</sup>·с.

Первинні космічні частинки, володіючи величезною енергією (в середньому 10 ГеВ) і швидкістю, взаємодіють з ядрами атомів, що складають ат-мосферу, і народжують вторинне випромінювання.

**Вторинне космічне випромінювання** складається з електронів, нейтронів, мезонів і фотонів; максимум його інтенсивності знаходиться на висоті 20–30 км, на рівні моря інтенсивність випромінювання становить близько 0,05% від початкового.

Елементарні частинки, що становлять *вторинне космічне випромінювання*, під дією магнітного поля Землі утворюють навколо неї два радіаційних пояса – *зовнішній* і *внутрішній*. На широті екватора зовнішній пояс розташований на відстані 20-60 тис. км, а внутрішній – на відстані 600-6000 км від поверхні Землі. На деяких ділянках внутрішній пояс може опускатися на відстань до 300 км від поверхні Землі.

Оскільки серед елементарних частинок радіаційних поясів переважають електрони і позитрони, то щільність частинок вимірюється кількістю електронно-позитронних пар на квадратний сантиметр за секунду. Щільність потоку частинок у зовнішньому і внутрішньому радіаційних поясах рівні відповідно 2107 і 1105 електрон/см<sup>2</sup>·с.

Заряджені частинки вторинного космічного випромінювання рухаються уздовж силових ліній магнітного поля Землі, яке є для них пасткою. У підсумку в радіаційних поясах нашої планети потоки заряджених частинок в сотні мільйонів разів перевищують потоки *сонячного вітру* в космічному просторі. На поверхню Землі потрапляє, головним чином, вторинне космічне випромінювання, яке створює іонізацію компонентів атмосфери. Інтенсивність іонізації зростає зі збільшенням висоти. На рівні моря вона мінімальна, а на висоті 12-16 км досягає максимуму. Іонізація, що викликається космічними променями, зростає в напрямку від екватора до полюсів, що є наслідком відхилення первинно заряджених космічних частинок магнітним полем Землі.

У космічних частинок є так звані *м'яка* і *жорстка компоненти* (складові частини). М'яка компонента складається з електронів, позитронів і фотонів. За своєю проникаючою здатністю вона близька до гамма-випромінювання. Жорстка компонента складається з *мю-мезонів* і *нейтрино*. Жорстка компонента космічного випромінювання має дуже високу проникаючу здатність. Мюмезони можуть проникати в товщу літосфери до 3 км, а нейтрино пронизують Землю наскрізь, відлітаючи далі в космос.

Космічні промені і іонізуюче випромінювання, що випускається природними радіоактивними речовинами, що містяться у воді, ґрунті та гірських породах, утворюють фонове випромінювання, до якого адаптована нині існуюча біота. Видатний радіобіолог А.М. Кузін вважає, що атомна радіація природного радіоактивного фону стала одним з головних чинників походження життя на Землі і необхідна для нормального існування сучасних живих організмів.

Зазвичай інтенсивність гамма-випромінювання на висоті 1 метр від поверхні Землі коливається від 10 до 15 мкР/год, іноді досягаючи 25 мкР/год. У різних частинах біосфери природний фон розрізняється в 2–3 рази. Наприклад, в горах на висоті 3 км він в 3 рази вище, ніж на рівні моря. Люди, що живуть на рівні моря, одержують у середньому через космічні промені ефективну еквівалентну дозу близько 300 мкЗв на рік; для людей, що живуть вище 2000 м над рівнем моря, ця величина в кілька разів більше. Ще більш інтенсивному опроміненню піддаються екіпажі і пасажери літаків: при підйомі з висоти 4000 м до 12000 м рівень опромінення за рахунок космічних променів зростає приблизно в 25 разів, продовжує зростати при подальшому збільшенні висоти до 20000 км і вище (висота польоту надзвукових реактивних літаків). Наприклад, при перельоті з Нью-Йорка в Париж пасажир отримує дозу близько 50 мкЗв.

### **Контрольні запитання**

1. Яка класифікація джерел іонізуючого випромінювання?
2. Що таке природний радіаційний фон?
3. Які дозиметричні величини і одиниці?
4. Які Додаткові дозиметричні величини?
5. Що характеризує відносна біологічна ефективність (ВБЕ) випромінювання?
6. Що показує коефіцієнт якості іонізуючого випромінювання?
7. З чого складається вторинне космічне випромінювання?

## **ТЕМА 4: СПОСОБИ ПЕРЕДАВАННЯ ДОЗИ ОПРОМІНЮВАНИМ ОБ'ЄКТАМ**

1. Способи опромінення.
2. Дози внутрішнього опромінення.
3. Інструментальні методи дозиметрії.
4. Наслідки опромінення людини.

### **1. Способи опромінення**

Шкідлива дія радіоактивних випромінювань пов'язана з опроміненням, яке буває зовнішнім і внутрішнім.

*Зовнішнє опромінення.* Під зовнішнім опроміненням необхідно розуміти такий вплив випромінювань на людину, коли джерело радіації знаходиться поза організмом і виключена ймовірність потрапляння радіоактивних речовин усередину організму. При цьому людина опромінюється тільки впродовж того часу, що вона знаходиться поблизу джерела випромінювання.

При зовнішньому опроміненні найбільш небезпечне рентгенівське, гамма- і нейтронне опромінення.

Біологічний ефект залежить від дози опромінення, його виду, часу впливу, розмірів опромінюваної поверхні, індивідуальної чутливості організму.

Альфа- і бета-частинки, маючи незначну проникну здатність, викликають при зовнішньому опроміненні тільки шкірні ураження.

Зовнішнє гамма-опромінення людини поза приміщеннями (будинками) зумовлене наявністю радіонуклідів у різних природних середовищах (грунті, приземному повітрі, гідросфері і біосфері).

Основний внесок у дозу зовнішнього гамма-опромінення дають гамма-радіонукліди урано-радієвого і торієвого рядів і калій-40. При цьому головними джерелами зовнішнього гамма-опромінення в повітрі торієвої серії радіонуклідів є торій-228 і радій-224, а в урановому ряду 99% дози визначається гамма-випромінюванням свинцю-214 і вісмуту-214.

Так, щорічна доза, яку отримує населення від радіонуклідів, що знаходяться в зовнішньому середовищі, становить від 0,32 до 0,82 мЗв залежно від умов місцевості.

Середня щорічна еквівалентна доза зовнішнього опромінення для населення всієї земної кулі береться такою, що дорівнює 0,65 мЗв.

*Внутрішнє опромінення.* Внутрішнє опромінення людини створюється радіонуклідами, що потрапляють в організм разом із їжею, повітрям і водою. З них найбільш вагомий вклад в ефективну еквівалентну дозу вносять  $^{40}\text{K}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{87}\text{Rb}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ , а також радон-222 і радон-220 (торон).

При попаданні радіонуклідів усередину організму людина зазнає постійного опромінення до того часу, поки радіонуклід не виведеться з організму в результаті розпаду або фізіологічного обміну. Це опромінення дуже небезпечне, тому що викликає ураження різних органів, які довго не заживають.

За часом передавання дози об'єкту розрізняють кілька способів опромінення:

1. *Гостре опромінення* – дозу дають за порівняно короткий проміжок часу, протягом якого не встигає змінитися фізіологічний стан організму або клітини.

2. *Гостре фракціоноване опромінення* – нагромадження дози досягається внаслідок кількаразового гострого опромінення відповідною частинкою дози:

– еквівалентне фракціоноване опромінення – якщо дозу подрібнено на однакові порції,

– нееквівалентне фракціоноване опромінення – коли дозу поділено на неоднакові порції.

Проміжки часу між окремими опромінюваннями також можуть бути однаковими або різними.

Найчастіше використовують еквівалентне фракціоноване опромінення двома однаковими порціями дози (по  $0,5 D$ ).

Гостре фракціоноване опромінення застосовують у рентгено- і радіотерапії при злоякісних пухлинах.

3. *Пролонговане опромінення* – такий спосіб радіаційного впливу, коли об'єкт отримує дозу за час, що значно перевищує тривалість гострого опромінення. При цьому під час опромінювання стан об'єкта може істотно змінюватися.

Пролонговане опромінення буває:

- безперервне;
- фракціоноване – можна змінювати порції дози, часові інтервали між ними, тривалість процесу передавання кожної порції.

Доза пролонгованого опромінення  $D_{rgo1}$  пов'язана з потужністю дози  $P$  таким співвідношенням:

$$D_{rgo1} = Pt, \text{ де}$$

$t$  – тривалість опромінення.

*Приклад фракціонованого пролонгованого опромінення* – передавання дози рослинам, які вирощуються в умовах  $\gamma$ -поля, де джерело іонізуючого випромінювання вимикається на кілька годин.

Пролонгованого безперервного опромінення зазнають організми, які живуть в умовах радіонуклідного забруднення.

4. *Хронічне опромінення* – об'єкт зазнає дії іонізуючих випромінювань протягом усього життя. Потужність дози може бути постійною або змінюватися з часом. Дозу, яку отримує організм за хронічного опромінення  $D_{chr}$  називають *довічною*:

$$D_{chr} = \int ( ) , \text{ де}$$

$t$  – тривалість життя.

Традиційно, умовно виділяють чотири групи потужностей доз опромінення:

- *надвисокі* (порядку  $10^{13} \dots 10^{11}$  сГр/хв) – доза передається організму за частки секунди (ефект потужності дози залежить від вмісту кисню в середовищі);



- *високі* (порядку  $10^6 \dots 10^2$  сГр/хв) – доза передається з; кілька хвилин, тобто гостре опромінення (ефект потужності дози не виявляється);

- *низькі* (порядку  $10^2 \dots 10^{-1}$  сГр/хв) – доза передається протягом багатьох годин або днів – пролонговане опромінення (ефект потужності дози виявляється найсильніше);

- *дуже низькі* (порядку до  $10^{-1}$  сГр/хв) – передавання дози триває тижні, місяці і навіть роки – хронічне опромінення (ефект потужності дози не виявляється).

## 2. Дози внутрішнього опромінення

У разі нагромадження радіонуклідів у клітинах і тканинах організму останні зазнають опромінення радіацією, що утворюється під час радіоактивного розпаду ядер депонованих радіонуклідів. При цьому головну частину дози може формувати корпускулярне випромінювання –  $\beta$ - та  $\alpha$ -частинки.  $\gamma$ -фотони мають значну проникну здатність, і здебільшого лише частково поглинаються тканиною, в якій вони з'явилися.

*Внутрішнє опромінення* – опромінення, яке виникає в речовинному складі середовища внаслідок розпаду атомів радіоактивних ізотопів. Відповідно, дозу від внутрішнього опромінення називають *дозою внутрішнього опромінення*.

Якщо припустити, що радіоактивна речовина рівномірно розподілена по всьому середовищу, об'єм якого достатній для поглинання фотонів внаслідок радіоактивного розпаду, то можна вважати, що поглинута енергія об'ємом в  $1 \text{ см}^3$  дорівнює енергії, випромінюваній у цьому об'ємі.

Енергетичний еквівалент поглинутої дози  $1 \text{ Гр}$  дорівнює  $1 \text{ Дж/кг}$ , чому відповідає  $1,83 \cdot 10^{12}$  пар іонів/г. Оскільки на утворення однієї пари іонів в середньому витрачається енергія, що становить  $34 \text{ еВ}$ , то  $1 \text{ Гр}$  відповідає поглинутій енергії  $1,83 \cdot 10^{12} \cdot 34 = 6,22 \cdot 10^7 \text{ МеВ}$ .

Енергія  $\beta$ -частинок  $E_\beta$ , МеВ, які випромінюються ядрами радіоактивних речовин внаслідок їх розпаду за час  $t$ , становить:

$E\beta = Nt \cdot \bar{E}\beta$ , де

$Nt$  – число атомів, що розпалися за час  $t$ ;

$\bar{E}\beta$  – середня енергія  $\beta$ -спектру, МеВ.

Доза внутрішнього опромінення, сГр, за час  $t$ :

$Nt \cdot \bar{E}\beta$ .

Якщо  $t$  виразити в секундах, а *питому активність речовини* позначити через  $A$ , Бк/г, то *потужність дози внутрішнього опромінення* ( $P_{in}$ ) обчислюють:

Якщо за час  $t$  активність речовини в середовищі змінюється (це буває у випадку радіонуклідів із коротким періодом напіврозпаду), враховують період напіврозпаду:

де  $\lambda t$  – стала радіоактивного розпаду.

Визначати поглинуті дози на випадок радіонуклідів, що випромінюють  $\beta$ -частинки низької енергії, або випромінювачів  $\alpha$ -частинок.

Стосовно внутрішнього опромінення застосовують поняття ЛПЕ ВБЕ, коефіцієнт зважування. Наприклад, визначено, що ВБЕ від поглинутої організмом тритієвої води за малих потужностей доз внутрішнього опромінення становить 2,7 порівняно з ефективністю  $\gamma$ -променів.

Зміну біологічної ефективності опромінення, зумовлену нерівномірним розподілом по тканинах організму поглинутих радіонуклідів, характеризують *фактором розподілу дози*.

Розрахунок дози внутрішнього опромінення ускладнюється ще більше, коли радіоактивна речовина не тільки нерівномірно розподілена, а й протягом часу формування дози полишає середовище або ж надходить до нього. В таких випадках для оцінювання доз використовують математичні моделі, які описують кінетику радіонуклідів у середовищі.

### 3. Інструментальні методи дозиметрії

1. Сцинтиляційний метод – метод, який ґрунтується на застосуванні сцинтиляторів – органічних або неорганічних речовин у формі розчинів або

кристалів. У сцинтиляторах під дією випромінювання виникають світлові спалахи – сцинтиляції. Цей ефект використовується в сцинтиляційних дозиметрах, де за детектор іонізуючого випромінювання править сцинтилятор, а за прилад, що реєструє світлові спалахи – фотоелектронний множник.

Як сцинтилятори (або фосфори) використовують речовини – йодид натрію, активований талієм, нафталін, антрацен. Сцинтиляційні кристали можуть мати дуже великі розміри, завдяки чому досягається висока чутливість дозиметра.

2. Авторадіографічний метод полягає в одержанні фотографічних зображень дією іонізуючого випромінювання від об'єктів, які містять радіоактивні речовини на фото чутливі матеріали. Цей метод дозволяє визначати радіоактивність, а саме локалізацію радіоактивності в межах клітини або організму. Відповідно до ступеня просторового розміщення виділяють:

- *мікроавторадіографію;*
- *макроавторадіографію.*

Як фоточутливі матеріали застосовують особливі ядерні емульсії, товстошарові фотопластинки, рентгенівську фотоплівку, а також спеціальні полімерні плівки.

Для кількісного визначення радіоактивності за радіоавтографами або вимірюють густину фотографічного зображення, або підраховують кількість треків  $\alpha$ - чи  $\beta$ -частинок.

3. Іонізаційна камера – це прилад для реєстрації та спектрометрії іонізуючих випромінювань, дія якого ґрунтується на здатності частинок, що рухаються з великою швидкістю, спричиняти іонізацію газу. Камера являє собою заповнену газом герметично замкнену посудину з двома електродами, до яких прикладено напругу 100...1000 В. Як тільки в газовому середовищі всередині камери з'являються носії електричного заряду – іони, виникає іонізаційний струм, силу якого реєструють за допомогою відповідних засобів, наприклад високочутливого гальванометра.

За певної різниці напруги сила іонізаційного струму пропорційна числу іонів, що виникають у камері під впливом іонізуючого випромінювання. За такого значення різниці потенціалів, коли всі іони доходять до електродів, іонізаційний струм досягає насичення, і його сила пропорційна інтенсивності випромінювання, що потрапляє в іонізаційну камеру.

4. Напівпровідникові дозиметри – це прилади, в яких за детектор випромінювань править напівпровідник, електропровідність якого змінюється під впливом опромінення іонізуючою радіацією. Деякі напівпровідники реагують лише на нейтронне випромінювання, і тому їх використовують у дозиметрії нейтронів.

5. Хімічні дозиметри. Дія іонізуючого випромінювання на хімічні сполуки супроводжується їх перетворенням, а кількість молекул, що зазнали змін, залежить від дози. Тому різні хімічні речовини використовують у дозиметричних вимірюваннях. На цьому і ґрунтується дія хімічних дозиметрів. Найчастіше застосовують хімічний дозиметр Фріке, в якому використовується сульфат двовалентного заліза, що окиснюється під час опромінення. Ступінь окиснення визначається спектрофотометрично за зміною забарвлення розчину.

6. Біологічні дозиметри. Деякі біологічні об'єкти дуже чутливі до дії іонізуючих випромінювань, і при цьому їхня реакція проявляється достатньо одноманітно за багаторазових повторень опромінення. Так, об'єкти та їхні реакції на опромінення, що характеризуються відтворюваністю, використовують як біологічні дозиметри.

#### **4. Наслідки опромінення людини**

Після відкриття явища радіоактивності та впродовж багатьох років головним індикатором впливу на людину як на основний об'єкт радіоекологічних досліджень вважалося почервоніння шкіри.

До 50-х років ХХ ст. єдиним чинником безпосереднього впливу радіації на організм людини вважали пряме радіаційне ураження шкіри, кісного мозку,

центральної нервової системи, шлункового тракту у результаті дії *гострої променевої хвороби*.

Однак одним з найбільших ефектів опромінення всього живого на планеті, у тому числі й людину, виявилось руйнування молекул білка і утворення нових, нехарактерних цим організмам молекул. У разі сильної дії радіації на організм людини в її тілі не встигають створюватися антитіла, необхідні для боротьби з чужими білковими утвореннями, і розвивається захворювання, яке називається *лейкоз* або *лейкемія* – пухлинне ураження крові.

Іншим небезпечним наслідком опромінення людини під час отримання малих доз радіації є *рак* – злоякісне новоутворення в її організмі. Найпоширенішими видами ракових хвороб є рак молочної і щитовидної залоз. Рак інших органів і тканин серед опроміненого населення трапляється значно рідше. Навіть найменша доза збільшує імовірність захворювання раком, а будь-яка додаткова доза опромінення суттєво збільшує таку вірогідність.

Найстрашнішим для майбутнього людства вважається свідчення того, що радіаційні порушення (генні, хромосомні і геномні мутації) передаються спадково протягом багатьох наступних поколінь. Близько 10% новонароджених мають всілякі генетичні дефекти, різною мірою спричинені впливом радіоактивного випромінювання. Опромінення прискорює процес старіння людини, а отже, зменшує тривалість її життя.

Перелік наслідків дії іонізуючого випромінювання на людину постійно зростає. Сьогодні до нього входять такі захворювання:

- ураження гострою променевою хворобою;
- розвиток лейкозу, лейкемії та ін. пухлинних хвороб крові;
- виникнення злоякісних новоутворень (раку) будь-яких органів;
- порушення генетичного коду(мутаційні зміни);
- ураження нервової системи, кровоносних та лімфатичних судин;
- пошкодження органів зору, помутніння кришталика ока, розвиток катаракти;

- порушення обміну речовин та ендокринної рівноваги;
- виникнення тимчасової або постійної стерильності та імпотенції;
- розвиток імунодефіциту, підвищення чутливості організму до звичайних захворювань;
- порушення психічного та розумового розвитку;
- прискорення старіння організму.

### **Контрольні запитання**

1. Які способи опромінення?
2. Які дози внутрішнього опромінення?
3. Що таке інструментальні методи дозиметрії?
4. Що характеризують фактором розподілу дози?
5. Що реєструє прилад іонізаційна камера?
6. Які наслідки опромінення людини?
7. Які захворювання дії іонізуючого випромінювання на людину Вам відомі?

## **ТЕМА 5: ПРИРОДНІ ДЖЕРЕЛА ОПРОМІНЕННЯ ЛЮДИНИ Й БІОТИ**

1. Природна радіоактивність.
2. Радіоекологічні аномалії.
3. Космічні промені.
4. Озонові «діри» як причина зростання інтенсивності ультрафіолетових променів.

### **1. Природна радіоактивність**

Протягом усієї історії розвитку біосфери на живі організми нашої планети постійно діяли іонізуючі випромінювання, бо наявність їхніх полів – невід’ємна властивість довкілля. Академік В. І. Вернадський наголошував, що

життя на Землі виходить із двох джерел енергії – сонячного світла та енергії атомного розпаду.

До природних джерел іонізуючих випромінювань належать:

1 – поширені в природі *радіоактивні елементи й ізотопи*, ядра яких у процесі радіоактивного розпаду випромінюють заряджені частинки та фотони високої енергії;

2 – *космічні промені*, що проникають крізь товщу атмосфери до поверхні Землі;

3 – *ультрафіолетові промені*, які є складовою світлового випромінювання Сонця.

Уникнути опромінення людини й усієї біоти неможливо, але є певні способи зменшення його інтенсивності.

Хоч еволюція видів відбувається в умовах дії іонізуючих вимірювань, це аж ніяк не свідчить про те, що опромінення в певних інтервалах потужностей дози є нешкідливим для організмів.

За звичайних умов будь-який організм найбільшу дозу опромінення одержує від природних джерел іонізуючих випромінювань, насамперед від природних радіоактивних елементів.

У земній корі виявлено 340 ізотопів хімічних елементів, що мають радіоактивні ядра. З них близько 70 належать до важких елементів. Всі елементи з атомним номером вищим за 80 є радіоактивними. Виділяють три групи радіонуклідів, що містяться в земній корі:

- радіоактивні елементи, поява яких зумовлена ядерними реакціями із зарядженими частинками космічних променів – *космогенні природні радіонукліди*;

- радіонукліди, походження яких не пов'язане з важкими радіоактивними елементами – *поодинокі природні радіонукліди*;

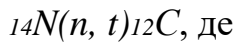
- *радіонукліди, які входять до радіоактивних сімейств*.

Космогенні природні радіонукліди – виникають внаслідок ядерних реакцій між ядрами елементів земного походження і частинками космічних

променів. Відомо, що в земній корі космічні промені швидко поглинаються, тому найбільша концентрація природних радіонуклідів відмічається в атмосфері і верхніх шарах земної кори.

Найбільше значення як можливі дозоутворювачі мають радіонукліди тритій та радіовуглець.

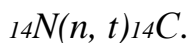
*Тритій* ( $^3\text{H}$ ) – утворюється в результаті ядерної реакції:



$t$  – ядра водню з масовим числом 3, тобто ядра тритію;

$n$  – нейтрони, які є нейтронною компонентою космічного випромінювання.

*Радіовуглець* ( $^{14}\text{C}$ ) – постійно утворюється у верхніх шарах атмосфери внаслідок дії нейтронів космічного випромінювання на ядра ізотопів азоту ( $^{14}\text{N}$ ) за реакцією:



Швидкості утворення та розпаду космогенних радіонуклідів зрівноважені, тому їх вміст в атмосфері підтримується постійним.

Швидкість синтезу їх в атмосфері становить:  $^3\text{H}$  – 0,25 атомів/(см<sup>2</sup>с), а  $^{14}\text{C}$  – 2,3 атомів/(см<sup>2</sup>с).

В останнє півстоліття спостерігається відхилення концентрації радіовуглецю від рівноважної кількості. Це зумовлено потраплянням в атмосферу диоксиду вуглецю внаслідок спалювання вугілля, нафти й газу, вміст  $^{14}\text{C}$  в яких через радіоактивний розпад у край понижений.

Запаси цих основних космогенних радіонуклідів на Землі становлять:  $^3\text{H}$  –  $1,26 \cdot 10^{18}$ , а  $^{14}\text{C}$  –  $1,11 \cdot 10^{19}$  Бк.

Вуглець, і водень належать до основних елементів, що входять до складу усіх органічних речовин, а водень є складовою молекули води, тому в клітинах містяться також їх радіоактивні ізотопи  $^3\text{H}$  і  $^{14}\text{C}$ . З цим пов'язано внутрішнє опромінення клітин  $\beta$ -частинками, які виникають під час радіоактивного розпаду ядер зазначених радіонуклідів.



*Поодинокі природні радіонукліди.* До цієї групи належить досить багато ізотопів різних хімічних елементів із масовими числами від 40 до 190. Більшість елементів із такими масовими числами мають по кілька ізотопів, і деякі з них є радіоактивними. Внаслідок біогеохімічних або геохімічних перетворень елементів із вказаними значеннями масових чисел їхній ізотопний склад практично не змінюється. Періоди напіврозпаду поодиноких радіонуклідів дуже великі, бо інакше за час існувати Землі вони мали б практично повністю розпастися.

Найбільше значення як джерело іонізуючого випромінювання має калій. Ядра радіоактивних ізотопів розпадаються таким чином: 89 % ядер, що зазнають радіоактивного перетворення за типом бета-розпаду, утворюють ізотопи  $^{40}\text{Ca}$ , а решта 11 % – шляхом електронного захоплення перетворюються на  $^{40}\text{Ar}$ . За акт радіоактивного розпаду виділяється енергія 1.35 МеВ.

Питома радіоактивність природного калію доволі висока, а вміст його в будь-яких живих клітинах завжди дуже значний, бо він належить до макроелементів. Масова частка калію в земній корі становить 0,026. Це означає, що середня питома активність 1 кг природних речовин, зумовлена  $^{40}\text{K}$ , становить 822 Бк. У тваринному організмі масова частка калію в середньому становить 0,024 %, що відповідає питомій активності 76 Бк/кг. Цьому значенню активності відповідає спряжений з випромінюванням потік енергії 102,6 МеВ/(кг•с).

*Сімейства важких природних радіоактивних елементів.* Важкі природні радіоактивні елементи відрізняються від поодиноких радіонуклідів тим, що вони пов'язані між собою як продукти послідовних радіоактивних перетворень у трьох групах елементів, що дістали назву радіоактивних сімейств. Практичне значення в природі мають три радіоактивні сімейства: урану–радію, родоначальником якого є  $^{238}\text{U}$ ; актиноурану ( $^{235}\text{U}$ ), що розпочинається від цього ізотопу; урану і торію, родоначальником якого є радіонуклід  $^{232}\text{Th}$ .

## 2. Радіоекологічні аномалії

Природні радіоактивні елементи уран і утворюють рудні копалини, а також у підвищених концентраціях містяться в деяких породах, зокрема в гранітах. Тому в місцевостях, де залягають породи з підвищеним вмістом цих радіоактивних речовин, рівень природного фону часто буває високим.

В таких ландшафтах, де урано- або торієносні породи залягають близько до поверхні, концентрації радону й торону в повітрі підвищені. Ці еманції радію й торію та продукти їх розпаду можуть у підвищених концентраціях містити в природних водах із радіоактивних джерел. Звісно, що ґрунти, які сформувалися в ареолі розсіяння важких радіоактивних елементів також характеризуються підвищеною радіоактивністю.

Якщо на території, де близько до поверхні залягають збагачені важкими радіоактивними речовинами породи, рівень опроміненні істотно перевищує середнє значення потужності дози, властивої не радіоактивним провінціям, то є підстави очікувати на певні радіобіологічні ефекти. Такі території називають *природними радіоекологічними аномаліями*.

Якщо підвищення потужності експозиційної дози в тій або іншій місцевості зумовлене потраплянням у довкілля техногенних радіоактивних речовин, тобто є наслідком радіонуклідного забруднення, то йдеться про *штучні радіонуклідні аномалії*. Вони можуть виникати внаслідок аварій ядерних реакторів, у разі відкритих розробок уранових або торієвих родовищ, через розгерметизацію пунктів поховання радіоактивних відходів тощо.

Природні радіоекологічні аномалії мають давню історію, що могло позначитися на характері біоценозів, які сформувалися на такій території. Штучні радіонуклідні аномалії виникли вже в атомну еру, коли людство розпочало випробування атомної зброї, внаслідок яких величезні кількості продуктів поділу урану поширилися по всій території Землі.

Природні радіоекологічні аномалії є в багатьох місцях земної кулі. Наприклад, у Бадгастайні (Австрія) об'ємна активність води, що містить

радон, сягає 111 Бк/л, а потужність експозиційної дози в повітрі цієї місцевості становить від 20 до 75 мкА/кг. У Хельсінкі (Фінляндія) об'ємна активність водних джерел, що містять радон становить 629 Бк/л. У провінції Лангедок (Франція) потужність експозиційної дози в повітрі над поверхнею ґрунту перевищує  $0,52 \cdot 10^{-10}$  А/кг.

У гірничорудному басейні Франсвіль у Центральному Габоні (Західна Африка) розташовані «природні ядерні реактори». В урановій руді в таких «реакторах» масова частка  $^{235}\text{U}$  набагато менша, ніж звичайно, що пояснюють «вигорянням» цього ізотопу в процесі, аналогічному тому, котрий відбувається в штучних реакторах. У Бангомбу такий «природний реактор» залягає на глибині всього 12 м від поверхні, це й створило унікальні умови для біоти, що формувалася в безпосередній близькості до цього місця.

### 3. Космічні промені

На усі земні об'єкти діють космічні промені – потоки заряджених частинок і атомних ядер, які безперервно надходять на Землю з космічного простору. Космічні промені поділяють на:

- 1) первинне космічне випромінювання – домінує на значних висотах у атмосфері (20-30 км над рівнем моря);
- 2) вторинне – властиве малим висотам.

*Первинне космічне випромінювання* складається переважно з протонів (92 %), альфа-частинок (7 %), нейтронів і швидких ядер легких елементів (1%). Середня енергія космічних променів велика – близько 10 ГеВ, хоча деякі частинки мають енергію порядку  $10^5$ - $10^{12}$  ГеВ а то і більшу.

*Вторинне космічне випромінювання* – виникає внаслідок взаємодії первинних променів з атомами речовин атмосфери і тропосфери.

Під час зіткнення частинок первинних космічних променів з атомними ядрами відбувається розщеплення останніх, і це визначає склад вторинних космічних променів, до якого входять електрони, позитрони,  $\gamma$ -фотони (м'яка компонента), а також  $\mu$ -,  $\pi$ -, і К-мезони (жорстка компонента).

Мезони, як нестійкі елементарні частинки перетворюються на стабільні частинки (електрони, позитрони,  $\gamma$ -фотони).

Періодичні та неперіодичні коливання інтенсивності космічних променів пов'язані із змінами потужності магнітного поля Землі і сонячної активності.

Висока проникна здатність космічних променів пов'язана із  $\pi$ -мезонами.

Біля поверхні Землі космічні промені представлені переважно високоенергетичними електронами і  $\gamma$ -фотонами, хоча інтенсивність цих променів незначна – густина їх енергії становить  $1 \text{ eV/cm}^3$ , інтенсивність потоку –  $1 \text{ нДж/(см}^2 \cdot \text{с)}$ .

Іонізуючі випромінювання в космосі

Між моментами запуску ракети-носія й виходу її на геостационарну орбіту на астронавтів діють:

- потоки електронів і протонів, захоплених радіаційними поясами Землі;
- гальмівне випромінювання, яке виникає внаслідок взаємодії корпускулярної радіації з матеріалами літального апарата;
- радіація, пов'язана із спалахами на Сонці, в якій є протони, альфа-частинки і частинки з великими зарядом та енергією (*HZE*);
- галактичне космічне випромінювання, що складається з протонів і *HZE*.

До *HZE* належать частинки, заряд яких більший за 2, а енергія настільки велика, що вони можуть проникати принаймні на глибину 1 мм пневмоодягу або оболонки літального апарата.

Отже, поля радіації в навколоземному космічному просторі складаються із випромінювань:

- 1) сонячного походження;
- 2) захоплених геомагнітними полями навколоземного простору;
- 3) галактичного.

Внаслідок *спалахів на Сонці*, що періодично повторюються, відбуваються викиди заряджених частинок великих енергій (понад 1 ГеВ) – з'являються гігантські хмари з протонів (85 %),  $\alpha$ -частинок (5-10 %) і *HZE* (5-10 %).

Під час сонячних буревіїв потоки *HZE* біля Землі можуть зростати у 3-4 рази протягом годин або днів. Це сонячне випромінювання найбільшу небезпеку становить для апаратів на полярних орбітах і для тих, що мандрують до Місяця або Марса.

Випромінювання, захоплене *геомагнітними полями Землі* (що дістало назву *поясів Ван-Аллена*), формується як наслідок взаємодії галактичного космічного випромінювання і випромінювань сонячного походження з геомагнітними полями навколо земної кулі.

Є два геомагнітних пояси (зони):

- В *зовнішній геомагнітній зоні* Землі захоплені протони мають малу енергію, тому з ними не можуть бути пов'язані значні дозові навантаження.

- У *внутрішній геомагнітній зоні* енергія протонів велика (до 600 МеВ), тому загроза від них значно вища. Енергія електронів сягає 7 МеВ.

Для низьких приземних орбіт особливу небезпеку становить Південно-Атлантична аномалія, в якій радіаційний пояс опускається до висоти 200 км.

Галактичне космічне випромінювання (виникає за межами сонячної системи) – складається з протонів (близько 85 %),  $\alpha$ -частинок (12-13 %), *HZE* (1-2 %) з енергією від 100 МеВ до 10 ГеВ.

*HZE* складається переважно із швидких ядер  $O_2$ , C, Mg, Si, Ne, As, Fe.

Під час проникання галактичного космічного випромінювання в атмосферу його частинки при зіткненні з ядрами атомів земного походження утворюють *піони й протони*. Піони розпадаються на *мюони*.

Проникаючи крізь оболонку літального апарату, галактичне випромінювання продукує вторинну радіацію, яка складається з *HZE*, піонів, нейтронів і протонів.

#### **4. Озонові «діри» в атмосфері як причина зростання інтенсивності ультрафіолетових променів**

Озоновий шар в атмосфері є природним світлофільтром, який запобігає проникненню ультрафіолетового (УФ) компоненту спектру сонячних променів із довжиною хвилі менш як 300 нм до поверхні Землі.

За характером біологічної дії розрізняють три діапазони ультрафіолетового випромінювання Сонця:

- УФ (А) – довжина хвилі 320-400 нм;
- УФ (В) – довжина хвилі 280-320 нм;
- УФ (С) – довжина хвилі 280-100 нм.

Озон утворюється в стратосфері за рахунок  $O_2$ , що поглинає УФ (В) і УФ (С)-випромінювання. Енергія цих випромінювань витрачається на фотохімічну реакцію утворення озону з кисню, тому до поверхні Землі вони не доходять. На живі організми нашої планети діє лише істотно ослаблений потік УФ (А)-випромінювання.

В з'явилися повідомлення про локальне зменшення концентрації озону в атмосфері над Антарктидою, що й було названо *озоною «дірою»*. Останнім часом озонові «діри» виявляють і в інших частинах земної кулі, в тому числі в Європі. Вважається, що головною причиною появи озонових «дір» є широке використання в різних галузях промисловості й у побуті фреонів (хлорфторметанів).

Пари фреонів із висхідними повітряними течіями потрапляють у стратосферу, де під впливом УФ-випромінювання розпадаються, вивільняючи атоми хлору. Ця речовина діє на озон як сильний каталізатор, розкладаючи його молекули до кисню.

Поява озонових дір супроводжується підвищенням УФ-фону і відповідним збільшенням частоти проявів негативних ефектів біологічної дії ультрафіолетових променів. Озон в атмосфері концентрується нерівномірно – максимальна концентрація спостерігається на висоті 20-25 км.

За межами земної атмосфери густина потоку ультрафіолетових променів становить  $1,6 \text{ мВт/см}^2$ .

Якщо зруйнувати озоновий шар – ультрафіолетові промені повністю досягатимуть поверхні Землі. Якщо врахувати, що пробіг ультрафіолетових променів у шкірі людини становить 1 мм, а квантовий вихід речовини – 0,1 то потужність поглинутої дози буде сягати близько 1 Гр/год.

Майже 70 % сортів культурних рослин характеризуються високою чутливістю до ультрафіолетових променів. Тому, внаслідок появи озонової «діри» знижуватиметься врожайність сільськогосподарських культур. При цьому чутливість культурних рослин посилюється за умов інтенсивних технологій вирощування (підвищення доз мінеральних та органічних добрив, оптимальне зволоження).

Під впливом ультрафіолетових променів у деяких видів знижуватиметься репродуктивна здатність. Особливо це стосується вітрозапильних рослин, оскільки в пилку під час вітрового перенесення можуть статися генетичні зміни, зумовлені дією ультрафіолетових променів.

Отже, великої актуальності набуває селекція рослин на стійкість ультрафіолетових променів. Таке підвищення стійкості досягається посиленням фотореактивуючої системи, так і орієнтацією селекції клейстогамію, збільшення товщини кутикули тощо.

У повітрі в суспендованому стані містяться численні спори бактерій, грибів, пилок рослин тощо, і дія на ці діаспори ультрафіолетових променів у підвищених дозах збільшить темп мутагенезу, що може призвести до несподіваних ценотичних змін.

Занепокоєння викликає посилення впливу ультрафіолетових променів на нейстон – сукупність морських або прісноводних організмів, що живуть біля поверхневої плівки води, до якої вони прикріплені або пересуваються по ній згори (епінейстон) чи знизу (гіпонејстон). Очевидно, плівка води не є надійним захистом від ультрафіолетових променів, а тому озонові «діри» можуть становити загрозу для нейстону.

В людини під впливом ультрафіолетових променів спостерігаються різні фотобіологічні ефекти, найважливіші з яких такі:

- почервоніння шкіри внаслідок розширення кровоносних судин. Хромофорами в клітинах шкіри, що поглинають ультрафіолетові промені з довжиною хвилі менш як 290 нм, є білки. Промені з дещо більшою довжиною хвилі поглинає токоферол, що ініціює пероксидне окиснення ліпідів. Від шкідливої дії ультрафіолетових променів організм захищається, синтезуючи в шкірі шар меланіну (засмага), який екранує клітини шкіри від надмірної дози ультрафіолетових променів;

- фотоалергія – підвищення чутливості шкіри до ультрафіолетових променів під впливом низки речовин – фотоалергенів. Приєднання фотоалергенів до білків провокує імунну відповідь, яка може мати форму гіперчутливості й супроводжуватись анафілактичним шоком. Підвищену чутливість до ультрафіолетових променів мають клітини з дефектами фотореактивуючого ферменту – фотоліази, що, зокрема, спостерігається у хворих на пігментну ксеродерму;

- фотоканцерогенез – розвиток карцином і сарком шкіри, найчастіше обличчя та рук, внаслідок дії ультрафіолетових променів у підвищених дозах на ДНК;

- фотоушкодження очей – кератити (запалення рогівки), кон'юктивіт (запалення слизової оболонки), ушкодження кришталика, яке з часом може призвести до розвитку катаракти.

Актуальними є дослідження механізмів ушкоджень біологічних систем ультрафіолетовими променями і винайдення ефективних способів фотозахисту.

### **Контрольні запитання**

1. Що таке природна радіоактивність?
2. Які радіоекологічні аномалії?
3. Проаналізуйте космічні промені.
4. Озонові діри як причина зростання інтенсивності ультрафіолетових променів?



## **ТЕМА 6: ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ**

1. Закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі.
2. Розповсюдження нуклідів в атмосфері.
3. Розповсюдження радіонуклідів у водних екосистемах.
4. Радіоактивні речовини у підземних водах.
5. Міграція радіоактивних речовин у ґрунті.

### **1. Загальні закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі**

Біосфера – це загальнопланетарна область існування живих організмів на Землі, до складу якої входять нижні шари атмосфери, гідросфера та верхні шари літосфери. Процеси, які відбуваються у біосфері та в оточуючому її планетарному середовищі, породжуються і підтримуються, з одного боку, космічними, а з другого – земними факторами, пов'язаними з особливостями Землі як планети (напруженість гравітаційного і магнітного полів, особливостями її речовини, випромінювання тощо).

Проблема міграції радіонуклідів у біосфері виникла одночасно зі створенням атомної промисловості та початком використання атомної енергії у народному господарстві. Як показали дослідження, радіоактивні продукти поділу мігрують у атмосфері, водному середовищі та ґрунті, акумулюються флорою і фауною із зовнішнього середовища, що сприяє збільшенню їх кількості у циклі кругообігу речовин.

Масштаби і інтенсивність міграції радіонуклідів визначаються висотою інжекції їх в атмосферу, фізико-хімічними властивостями викидів (фазовим станом, розчинністю, формою і дисперсністю частинок аерозолів), здатністю до утворення нерозчинних сполук або високо рухливих комплексів, ґрунтово-кліматичними умовами (типом ґрунту, режимом зволоження), інтенсивністю включення у процеси біогенної міграції та ін.

До основних факторів, які визначають напрямок і інтенсивність міграції радіонуклідів належать:

- розповсюдження в атмосфері Землі при перемішуванні повітряних мас;
- осадження на поверхню ґрунту, водойм, рослинний покрив в результаті гравітаційного і турбулентного осідання, дифузії, вимивання та інших процесів;
- переміщення по земній поверхні зі стоком, ґрунтовими водами, під дією вітру, в результаті господарської діяльності людини (обробка ґрунту тощо) і перемішуванням товщі води;
- біогенна міграція при включенні в біологічні і харчові ланцюги.

При екологічних дослідженнях міграції радіонуклідів і металів слід мати на увазі, що різкої межі між ними немає. Як в першому, так і в другому випадку забруднювачами є метали або їх хімічні сполуки. Різниця полягає в тому, що при радіаційному забрудненні важливу роль має випромінювання, яке дають ізотопи. Із джерела виникнення забруднювачі потрапляють у ґрунт, воду, повітря, звідки поглинається різними біологічними об'єктами (рослинами, тваринами тощо). Розповсюдження радіонуклідів та важких металів відбувається завдяки їх здатності мігрувати в трьох вищеназваних середовищах у вигляді різних сполук.

Переважає більшість штучних радіоактивних ізотопів, що надходить у навколишнє середовище, належить до короткоживучих і протягом декількох годин-місяців розпадається. Особливу небезпеку натеper і на довгі роки в майбутньому для людини і взагалі для всього живого серед радіонуклідів, викинутих в результаті аварії на Чорнобильській АЕС, являють довгоживучі  $^{90}\text{Sr}$  (період піврозпаду 29 років),  $^{137}\text{Cs}$  (30 років) і  $^{239}\text{Pu}$  (24 380 років) та ізотопи деяких інших трансуранових елементів. І саме на них акцентована увага у наступних розділах при викладенні матеріалу про міграцію радіонуклідів у довкіллі.

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 земної кулі. 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 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 відбувається трансформація радіоактивної речовини, можливий перехід радіонукліду з одного стану в інший, кількісна втрата радіонукліду.

Харчові ланцюги бувають короткими і довгими.

Короткі: атмосфера – людина, водойма – людина. Довгі: атмосфера – грунт – рослина – тварина – людина; атмосфера – вода – рослина – тварина – людина.

Можна відокремити і проміжні по довжині ланцюги: атмосфера –рослина – людина; атмосфера – водойма – людина і т.д. 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 у щитоподібній залозі хребетних на одиницю маси цього невеликого органу у десятки і сотні разів може перевищувати його концентрацію у природному середовищі. У такому разі говорять про акумуляцію радіонуклідів.

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.

При забрудненні великих площ, які до того ж мають природні джерела радіонуклідів, їх негативному впливу піддаються різні природні екосистеми. При цьому міграція радіонуклідів охоплює велику різноманітність харчових груп та трофічних ланцюгів, формуючи "гарячі" радіологічні точки.

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,

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 кормами до 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 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, розглядаючи камерну модель переносу радіонуклідів трофічними ланцюгами, уявляє її такою.

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 водойми. Так 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. – 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.

Можна згадати також, що протягом 50–60-х років минулого століття у багатьох країнах розповсюдженою практикою було скидання рідких і твердих радіоактивних відходів в моря і океани. А деякі ядерні підприємства роблять це дотепер. Так, у Великій Британії ядерний комплекс „Селлафілд”, на АЕС якого у 1957 р. відбулася аварія, з 1951 р. здійснює планові скиди низько радіоактивних рідких відходів трубопроводами у Ірландське море, а французьке підприємство „Кожема” – у протоку Ла-Манш. Подальша доля радіонуклідів визначається морськими течіями. Обходячи Велику Британію з півдня і сходу, радіонукліди цих підприємств надходять у Північне море, далі через Датські протоки проникають в Балтику, північні моря, що омивають Норвегію аж до Баренцова моря.

Деякі країни використовували моря у якості місць захоронення радіоактивних відходів військово-морського і цивільного атомних флотів. Так, затопив у північних морях три реактори підводних човнів з відпрацьованим

ядерним паливом, реактор з відпрацьованим атомним паливом найбільшого на той час атомного криголаму, велику кількість сталевих контейнерів з радіоактивними відходами. Експедиційні обстеження місць захоронення, здійснені у 90-х роках, виявили підвищений вміст радіонуклідів  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$  в воді і донних відкладах поблизу затоплених об'єктів, що свідчить про витік радіоактивних речовин.

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.

В умовах виключення прямого вжитку забрудненої води рослинами, тваринами, людиною шляхи міграції розчинених у ній радіоактивних речовин стають дещо довшими і можуть надходити шляхом вода – планктон – бентос – невеликі риби – промислові риби – тварини чи людина або ж більш коротким шляхом – вода – водяні рослини – риба – тварини чи людина. Внаслідок цього харчова продукція прісних і морських водойм містить в своєму складі меншу кількість радіоактивних речовин, ніж продукція, яка виробляється на суші.

Практичне значення вивчення поведінки радіоактивних речовин, зокрема штучних, у навколишньому середовищі насамперед обумовлене можливими радіаційними наслідками їх попадання у харчові продукти. В загальній системі досліджень їх міграції в біосфері найважливіше місце належить вивченню поведінки в трофічних ланцюгах за участю сільськогосподарських рослин та продуктивних сільськогосподарських тварин тому, що споживання продуктів рослинного та тваринного походження, забруднених радіоактивними речовинами, є головним чинником внутрішнього опромінення людини.

## 2. Розповсюдження нуклідів 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.

Радіоактивні речовини, які осідають на поверхню ґрунту, називаються радіоактивними опадами. Тривалість випадань і довжина розповсюдження радіоактивних речовин визначаються висотою інжекції, кінетичною енергією частинок і географічними координатами місця викиду.

В залежності від спільного впливу цих факторів виділяють локальні, тропосферні і стратосферні (глобальні) випадання.

*Локальні випадання* спостерігаються в районі до кількох сотень кілометрів у напрямку переважаючих вітрів від джерела постійної дії або в напрям-ку вітру в момент інжекції (аварійний викид, ядерний вибух). Радіоактивні речовини локальних випадань розповсюджуються у нижніх шарах атмосфери (до 4 км). Тривалість цих випадань складає від 1–3 годин (у випадку разових викидів) до десятків років (при безперервних викидах).

При разовому викиді радіоактивних речовин на земній поверхні утворюється «факел» – слід від рухливої радіоактивної хмари.

Радіоактивні речовини локальних випадань від ядерних вибухів представлені в основному великими частинками (від декількох міліметрів до 5 мкм). При цьому радіонукліди в основному входять до складу оплавлених частинок ґрунту.

Підприємства ЯТЦ і ядерно-енергетичні установки є постійно діючими джерелами надходження невеликих кількостей радіонуклідів в оточуюче середовище.

До складу аерозольних викидів входять радіонукліди благородних газів з короткими періодами напіврозпаду. При висоті вентиляційних труб 100–150 м часу їх перебування в атмосфері від викиду до досягання приземного шару



достатньо для розпаду основної частини радіонуклідів. Високі труби забезпечують розподілення осідаючих радіоактивних аерозолів на порівняно великій площі, яка визначається конкретними метеоумовами: швидкістю і напрямом вітрів, кількістю опадів, температурою. Звичайно локальні випадання радіо-нуклідів навколо промислових об'єктів розповсюджується в зоні радіусом не більше 30 км, а максимум їх спостерігається на відстані 1–4 км.

*Тропосферні випадання* мають місце при висоті підйому радіоактивної хмари до 4–10 км. Тропосферні вітри переносять радіоактивні опади у напрямі з заходу на схід, і радіоактивна хмара за 2–6 тижнів встигає обігнути земну кулю. На земну поверхню вони осідають у вигляді порівняно вузької смуги на широтах інжекції. Тропосферні вітри переносять аерозолі в напрямку із заходу на схід, при цьому дифузія їх на північ і південь незначна. Тому максимум випадань спостерігається на широті проведення вибухів.

В північній півкулі максимальна густина випадання радіонуклідів спостерігається на 30–50° північної широти, в південній півкулі на широтах, де проводила випробування Франція. Період напіввиведення радіонуклідів в тропосфері складає 10–14 днів. Середній час перебування частинок у тропосфері коливається від 20–40 діб для верхніх шарів до декількох діб для нижніх шарів тропосфери. Весною через розриви в тропопаузі відбувається інтенсивне вертикальне переміщення тропосфери і атмосфери, внаслідок чого в північній півкулі біля 70% радіоактивних речовин випадає в період з березня по червень.

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.

*Стратосферні випадання* відбуваються при висоті інжекції радіонуклідів більше 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.

Період напівочищення стратосфери від радіоактивних речовин складає в середньому 2 роки, змінюючись від 4–7 до 24 місяців. Найшвидше випадання з стратосфери спостерігається при інжекції в полярних областях, що пояснюється сильним вертикальним перемішуванням повітряних мас у високих широтах.

Можна виділити ще *космічні випадання радіоактивних речовин*, як результат випробувань атомної зброї в космосі. На початку в космосі на висоті близько 200 км США 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. Розповсюдження радіонуклідів у водних екосистемах**

Поведінка радіонуклідів у водному середовищі значно складніша, ніж в атмосфері, так як тут на швидкість їх переміщення, направленість і характер розсіювання впливає значно більша кількість факторів. Крім того у водоймах крім розсіювання відбувається і концентрування радіоактивних речовин. Розповсюдження радіонуклідів у воді відбувається під впливом двох факторів:

а) фізико-хімічних: адсорбція, іонний обмін, осадження, седиментація (осад), флокуляція;

б) біотичних: поглинання водними організмами безпосередньо з води, накопичення деяких з них як в організмах, так і в ґрунті.

Практичними дослідженнями доведено, що розподіл окремих радіонуклідів між основними складовими водойми неоднорідний. Усереднені результати показують, що вода, яка займає по масі 85% складових водойми, містить лише 27% радіонуклідів, в той час як біомаса (0,1% складових водойми) накопичує 28% радіонуклідів. В деяких випадках процесу накопичення радіонуклідів в донних відкладах сприяють бентосні організми, які в процесі життєдіяльності інтенсивно їх інкорпорує, а відмираючи, віддають ґрунту.

За характером розповсюдження у водоймі радіоактивні ізотопи можуть бути розподілені на чотири групи:

1. Гідротропні – містяться у великій кількості у воді водойми (хром, сірка, германій);

2. Біотропні – інтенсивно поглинаються живими організмами (фосфор, кадмій, церій і ртуть);

3. Педотропні – накопичуються переважно у донних відкладах (залізо, кобальт, цинк, ітрій, цирконій, ніобій, цезій);

4. Евротропні – рівномірно розподіляються між складовими водойми (рубідій, стронцій, рутеній, йод).

На поведінку радіоактивних речовин у річках суттєво впливає хімічний склад води, ступінь її мінералізації, кількість і характер зважених домішок. В річках, де зважені тверді частинки мають тенденцію до осідання в певних місцях, більша частина радіоактивних речовин нерівномірно затримується на дні, створюючи локальні місця забруднення. Необхідно враховувати, що ефективність процесу розбавлення в річках і замкнутих водоймах неоднакова. Ступінь і швидкість цього явища в річках залежить від ряду гідрологічних причин: спів-відношення об'єму забруднень і розходу води в річці, швидкості течії, турбулентності водного потоку, глибини, форми русла, рельєфу дна тощо. В малих річках гірського типу максимальне розбавлення радіоактивних речовин відбувається на протязі кількох хвилин, на річках рівнинного типу з вираженою струйністю течії протяжність ділянки, на якій закінчується розбавлення, може досягати десятків кілометрів. Інтенсивність розбавлення в замкнутих водоймах (ставки, озера, водосховища) значно менша. Розбавлення в них відбувається за рахунок течій, хвильового режиму і в певній мірі процесу дифузії.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи радіонуклідами, переважно  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{239}\text{Pu}$  ( $^{240}\text{Pu}$ ), була забруднена значна територія України в тому числі – частина басейну Дніпра та всі водосховища каскаду.

Основна кількість радіонуклідів потрапила до Дніпра впродовж першого після аварійного періоду, і сумарна бета-активність води поблизу Києва в травні становила  $5 \cdot 10^4 - 8 \cdot 10^4$  Кі/л, що в 100-1000 разів перевищувало природний фон. Однак вже влітку того ж року активність води зменшилась у декілька разів.

Найважливішим є факт викиду з реактора четвертого блоку ЧАЕС близько 2000 Кі ізотопів  $^{239}\text{Pu}$  ( $^{240}\text{Pu}$ ), період напіврозпаду якого – 24 110 років. Переважна більшість плутонію знаходиться в мулі Київського водосховища і в ґрунті навколишньої території.

Водосховища дніпровського каскаду є своєрідними накопичувачами радіоактивного забруднення. Основна частина радіонуклідів зосереджена в му-лі, тканинах рослин і водних тварин, які є концентраторами  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . За даними радіаційного водного моніторингу, з моменту аварії на ЧАЕС до грудня 1995 року у Дніпровський каскад водосховищ з аерозольним випаданням і річковим припливом надійшло не менш як 6 000 Кі  $^{137}\text{Cs}$  і 5 000 Кі  $^{90}\text{Sr}$ . За вказаний час у Чорне море Дніпром було винесено близько 40 Кі цезію і близько 1400 Кі стронцію.

Чорнобильська аварія практично знищила річку Прип'ять та весь її басейн в 122 тисячі км<sup>2</sup>, який нині придатний лише для заповідної зони. Також великі території що забруднені  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  і вони входять до водозбірного ареалу Дніпра рисунок.

Хоча вже спостерігалось зменшення концентрації ізотопів у водосховищах у 100 разів, однак вона все ж у 35 разів перевищувала рівень, що передував катастрофі. Таким чином, екосистеми водосховищ затримали не менш як 99 % цезію-137 і 70 % стронцію-90 від усієї кількості радіонуклідів, що надійшли у водойми в результаті аварії.

Перерозподіл розчинених речовин в морях займає від 1-го до 10-ти років, залежно від глибини, а в океані займає більш чим 100 років. Це відбувається за рахунок поверхневих та донних течій, які найчастіше ні зустрічаються одне з одним.

Океанічні течії – горизонтальні переміщення величезних мас води в певному напрямі на великі відстані. Найчастіше океанічні течії виникають під дією постійних вітрів. Океанічні та морські течії розрізняють: за температурними умовами (теплі, холодні і нейтральні течії), за походженням (дрейфові, гравітаційно-градієнтні і припливно-відпливні течії) та в залежності від розміщення в товщі океанських вод (поверхневі, глибинні і придонні течії).

В морях і океанах швидкість розбавлення радіоактивних продуктів залежить від швидкості пересування (течії) водних мас і процесів їх перемішування. Так після випробування ядерної зброї США в районі

Маршаллових островів радіоактивні продукти, які потрапили у воду, спочатку пересувались в західному напрямку до азіатського материка, потім забруднення розповсюдилося на північ за течією Куро-Сіво. При цьому продукти поділу за 40 днів перемістилися на 192 км, продифундувавши на глибину 40–60 м. Розбавлення активності в 1000 Кі було таке, що середня концентрація після 40 днів дорівнювала 1,5-10 – 7 Кі/л, а площа забруднення склала біля 40 км<sup>2</sup>.

Розчинність радіоізопопів, які надходять у морське середовище у вигляді глобальних випадань або при підводному вибухові, який не зачіпає непорушність донних відкладів, значно вище, ніж у випадку наземних вибухів. Так при підводному вибухові в першу добу розчинна фракція може складатися на 35% з іонних частинок, кількість яких до кінця другого тижня збільшується до 60%. На теперішній час підводні ядерні випробування заборонені. Одночасно з розбавленням радіоактивних ізопопів у воді відкритих водойм спостерігається також їх інтенсивна сорбція дном і донними відкладами. В результаті дно стає своєрідним депо довгоживучих елементів. Ступінь накопичення дном радіоактивних продуктів залежить від структури ґрунту. При зростанні іонообмінної ємності ґрунту ступінь накопичення ізопопів зростає. Так, при внесенні у воду експериментального ставка 90Sr і активності води 2-10-8 Кі/л коефіцієнт накопичення (відношення питомої активності ґрунту до питомої активності води) для піску склав 20, для суглинку – 110. Суттєву роль в накопиченні дном радіоактивних речовин відіграють їх хімічні властивості. Слабо фіксується ґрунтом дна 35S, краще – 32P, 137Cs і ін. Кількість радіоактивних продуктів в ґрунті залежить від питомої активності води, а саме – зростає з її збільшенням, хоча коефіцієнт накопичення при цьому і зменшується. Якщо дно складається з щільних глинистих порід, розповсюдження продуктів поділу урану в глибину сягає лише 15 см, на більшій глибині спостерігається різке зменшення активності. Проникнення в глибину рихлого дна, складеного з торфу, досягає 1,5 м і більше. Подібна картина характерна і для піщаних ґрунтів.

При постійній концентрації радіоактивних ізотопів у воді виникає стійка динамічна рівновага між вмістом їх у донному ґрунті і воді. При зменшенні активності води спостерігається повільний процес десорбції радіоактивних речовин та їх надходження у воду. Таким чином, дно в даному випадку може бути джерелом вторинного забруднення води.

Разом із розбавленням радіоактивних речовин у воді і сорбцією їх дном спостерігається накопичення радіонуклідів у гідробіонтах. Це накопичення відбувається в результаті адсорбції і дифузії, надходження через органи дихання та аліментарним шляхом.

Механізм накопичення радіоізотопів мікрофлорою залежить від їх хімічних властивостей. Так кальцій для бактерій не є біогенним елементом, тому накопичення радіостронцію бактеріями відбувається за рахунок процесу фізико-хімічної адсорбції атомів цього елемента на поверхні бактеріальних клітин. На противагу стронцію, біогенний елемент  $^{32}\text{P}$  асимілюється бактеріями в значній кількості. Результати експериментальних досліджень показують, що при внесенні в мікробну завісь радіоактивних речовин вже через декілька хвилин питома активність бактеріальних тіл стає у багато разів вищою в порівнянні з активністю водного середовища. При цьому зі збільшенням концентрації мікробних клітин процент вилучених радіоактивних продуктів не зростає. Крім того слід зазначити, що коефіцієнт накопичення зі зростанням питомої активності води зменшується. В залежності від хімічних властивостей радіоактивних ізотопів та виду мікроорганізмів, питомої активності води, її рН та інших умов коефіцієнт накопичення для бактеріальних клітин коливається в широких межах – від 100 до 4 – 6 млн. і більше.

Велика питома поверхня тіл у планктону, губок і деяких інших гідробіонтів створює сприятливі умови для адсорбції ними значної кількості радіоактивних ізотопів. Варто відмітити, що швидкість накопичення планктоном радіоактивних речовин значна. Так, наприклад, дафнія накопичує

50–60% (від максимальної кількості) радіоактивного стронцію на протязі 5 хвилин.

У водних рослин процес накопичення повільніший, оскільки головний шлях надходження в них радіоактивних продуктів зумовлений процесами обміну. Максимальне накопичення радіонуклідів водоростями відбувається на протязі 7–30 діб.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин тканинами гідробіонтів залежить від виду гідробіонта, фізико-хімічних властивостей радіоізоотопів, питомої активності води, її сольового складу, температури та інших умов. Водні організми більш інтенсивно накопичують радіоізотопи біогенних елементів (фосфор, вуглець тощо) і продукти, споріднені за своїми хімічними властивостями цим елементам. Як і для бактерій, коефіцієнти накопичення для гідробіонтів зменшуються зі зростанням питомої активності води. Коефіцієнти накопичення у прісноводних організмів значно вищі, ніж у мешканців морів і океанів (разом з тим коефіцієнт накопичення продуктів активації у морських гідробіонтів вищий, ніж у прісноводних). Так, риба, яка мешкає в прісній воді, накопичує в 10 разів більше радіостронцію, ніж риба морська. Накопичення радіоізоотопів молоддю риби більш інтенсивне за рахунок більш високого рівня обміну речовин, ніж у дорослих.

У риб основний шлях надходження радіоактивних речовин в організм – аліментарний. Тому в даному випадку суттєве значення мають рівні забруднення організмів, які є кормом для риб. Разом з тим радіоактивні ізотопи проникають в організм риби і через зябра. Значимість цього шляху зростає з підвищенням питомої активності. Час максимального накопичення ізотопів (при постійній концентрації) в тілі риб коливається від 10 до 120 днів. Дослідженнями вчених показано, що накопичення радіонуклідів у риб різних порід навіть в одній і тій же водоймі може різнитися у 2–3 рази. Для хижих риб (щука, окунь тощо) характерні мінімальні показники накопичення стронцію-90 і максимальні цезію-137. Рослиноїдні (короп, карась тощо) навпаки накопичують стронцію більше, а цезію в кілька разів менше, ніж хижі



риби. Найбільші рівні накопичення радіонуклідів характерні для прісноводних риб північних районів країни, де води поверхневих водойм, особливо озер, слабомінералізовані.

На накопичення радіонуклідів у тканинах риб впливає також теплове забруднення водойм. Розміщення рибогосподарських комплексів біля місць виходу теплових вод теплоелектростанцій і особливо АЕС сприяє інтенсивнішому накопиченню у тканинах риб радіонуклідів, що знаходяться у воді. Згідно результатів аналізів, отриманих в умовах лабораторних експериментів встановлено, що рівень накопичення цезію-137 в тканинах коропів, що меш-кали у воді з температурою 25 0С, вдвічі більший, ніж при перебуванні цієї риби у воді з температурою 12-15 0С.

#### **4. Радіоактивні речовин в підземних водах**

Підземними називаються води, що знаходяться під поверхнею землі у рідкому, твердому та газоподібному станах. Вони накопичуються в порах, тріщинах, пустотах гірських порід.

Підземні води утворюються в результаті просочування води, що випала на поверхню Землі, конденсації водяних парів, що надійшли по порах з атмосфери, а також в результаті утворення водяних парів при охолодженні магми на глибині і конденсації їх у верхніх шарах земної кори. Вирішальне значення в утворенні підземних вод мають процеси просочування води з поверхні Землі.

За умовами формування і поведінкою підземні води поділяються на два основних типи: ненапірні (грунтові) води і напірні (артезіанські) води.

Основна особливість ґрунтових вод полягає в тому, що вони мають безпосереднє живлення за рахунок атмосферних опадів і поверхневих вод. За умовами живлення ґрунтові води поділяються на води, які прив'язані до ділянок, віддалених від відкритих водойм, і на води, які знаходяться на ділянках, розташованих поблизу річок та інших водойм.

Напірні (артезіанські) води не живляться безпосередньо атмосферними опадами. Вони поповнюються з інших водоносних горизонтів шляхом повільної фільтрації підземних вод через товщу відносно водотривких порід або за рахунок атмосферних опадів з досить віддалених ділянок живлення.

Основними факторами, які визначають поведінку радіоактивних ізотопів в підземних водах, є:

- шляхи надходження радіонуклідів;
- фізико-хімічні властивості елементів;
- місцеві гідрогеологічні умови, які включають геологічну будову ділянки і оточуючого району, умови руху і дренажу підземних вод, їх хімічний склад і гідродинамічний стан у водоносному горизонті.

Складна сукупність і взаємозв'язок вказаних факторів зумовлюють багатогранність поведінки радіоактивних речовин у підземних водах.

Швидкість руху ґрунтових вод незначна і залежить від структури гірських порід. Розрізняють дрібнозернисті породи (глини, суглинки), зернисті (піски), тріщинуваті (вапняки).

В рихлих породах (галечник, піски, глини) рух води відбувається через пори між окремими зернами і частинками порід. В межах водоносного горизонту пори частіше всього розподілені досить рівномірно, тому рух води в ньому відносно сталий. Зазвичай в пісках швидкість пересування підземних вод складає 0,5–2 м за добу, в глинистих породах – 0,1–0,3 мм за добу.

В розтрісканих скельних породах (вапняки, піщаники, кварцити, граніти) спостерігається рух води по окремим тріщинам. Ці тріщини розподілені в породах нерівномірно, тому у цих породах можуть зустрічатися локальні зони підвищеної тріщинуватості, де проходять потужні потоки підземних вод. Швидкість пересування води в цих породах може досягати декількох кілометрів за добу.

На швидкість руху підземних вод впливає не тільки склад гірських порід, а й інтенсивність водообміну. Інтенсивність водообміну характеризує час, протягом якого вода, що знаходиться у водоносному горизонті повністю

заміщується новою водою, яка надходить за рахунок інфільтрації атмосферних опадів, поверхневих вод тощо. Повний водообмін водоносних горизонтів зазвичай проходить протягом сотень, тисяч і більше років. Причому для приповерхневих горизонтів термін повного водообміну менший.

Інтенсивність водообміну також залежить від проникності гірських порід та рельєфу місцевості. В гірських районах, рельєф яких розрізаний глибокими долинами, інтенсивність водообміну вища, ніж в рівнинних районах, зі слабким розвитком сітки ярів. В посушливих районах живлення підземних вод і водообмін водоносних горизонтів менш виражені, ніж в зонах з вологим кліматом. Таким чином, в різних гідрогеологічних умовах міграція радіоактивних речовин в підземних водах залежить від кількісних співвідношень швидкості руху підземних вод та інтенсивності їх розбавлення. При взаємодії підземних вод з гірськими породами відбуваються процеси вилужування і розчинення порід та процеси сорбції породами ряду речовин, що містяться у воді.

Сорбція породами хімічних речовин в основному визначається іонообмінними процесами і хімічно зумовленою поглинальною здатністю порід. Поглинальна здатність полягає в тому, що ряд речовин, які знаходяться у воді, може утворювати нерозчинні сполуки при взаємодії з речовинами гірських порід. Радіоактивні ізотопи, подібно до макрокомпонентів природної води, поглинаються гірськими породами. Цьому процесу властиві особливості, які визначаються малою концентрацією радіоактивних продуктів (за виключенням природного урану, який може міститися в підземних водах у макрокількостях). Сорбційна здатність гірських порід складає в середньому десятки міліграм-еквівалентів на 100 г природного сорбенту. Тому поглинальна ємність гірських порід завжди набагато вища можливого вмісту у воді радіоактивних речовин. Ступінь поглинання радіоактивних речовин породами залежить від хімічних властивостей ізотопів, які поглинаються сорбентом. Так, наприклад, плутоній інтенсивніше поглинається породою в трьохвалентному стані, чотирихвалентний плутоній поглинається менш

енергійно, погано сорбується  $\text{PuO}_2^{2+}$ . Уран в чотирьохвалентному стані (у відновлювальному середовищі) погано розчиняється і практично не мігрує у підземних водах, уран шестивалентний – володіє значною рухливістю.

В роботах по дослідженню міграції радіоактивних ізотопів у підземних водах було відмічено, що зі збільшенням сольового складу розчину зменшується поглинання сорбентом радіоактивних речовин. Так, із підвищенням концентрації іонів натрію і калію зменшується сорбція ізотопів цезію і стронцію.

Ступінь поглинання радіоактивних продуктів залежить від типу гірських порід, тобто від їх мінералогічного, хімічного, механічного складу, а також від структури і будови породи.

Зі збільшенням в породі мілких глинистих частинок і підвищенням іонообмінної ємності сорбентів зростає сорбційна здатність породи.

В процесі міграції радіоактивних речовин в підземних водах важливе значення мають не тільки процеси сорбції окремих елементів, а і явище десорбції, яке може спостерігатися у випадку різкого зменшення питомої активності води. Ступінь десорбції ізотопів в значній мірі залежить від механізмів поглинання окремих радіоелементів гірськими породами. Легше всього десорбуються ізотопи тих елементів, які сорбуються породою за іонообмінним механізмом поглинання.

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

Ґрунт є основним джерелом постачання в біосферу природних радіонуклідів.

*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.*

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

Рух радіоактивних речовин в ґрунті, в основному, визначається його гідрологічним режимом, властивостями іонів тих розчинів, які входять в контакт з ґрунтом, і взаємним з нею обміном. Крім того поведінка окремих радіонуклідів залежить від наявності в ґрунті мікрокількостей елементів, які схожі з ними у хімічному відношенні. Будь-яке пересування радіонуклідів у ґрунті та їх асиміляція живими організмами здійснюється при участі води.

В залежності від типів ґрунтів та кількості осадків, що випадають над тим чи іншим регіоном поведінка окремих радіонуклідів відрізняється швидкістю розповсюдження та вмістом радіоактивного ізотопу. Але найголовнішим фактором є кількість та хімічний склад води що поступає на поверхню та просочується скрізь поверхневий шар до ґрунтових вод.

### **Контрольні запитання**

1. Які закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі?
2. Яке розповсюдження нуклідів в атмосфері?
3. Яке розповсюдження радіонуклідів у водних екосистемах?
4. Які радіоактивні речовини у підземних водах?
5. Яка міграція радіоактивних речовин у ґрунті?

## **ТЕМА 7: ПРОБЛЕМИ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ**

1. Радіоактивні відходи, їх класифікація.
2. Поводження з радіоактивними відходами.
3. Державне об'єднання з поведження з радіоактивними відходами.
4. Утилізація радіоактивних відходів.

### **1. Радіоактивні відходи, їх класифікація**

Сучасний стан проблеми радіоактивних відходів сягає своїми коренями в минуле. На зорі ядерної ери перед урядами, як ми їх тепер називаємо, “ядерних держав” постало завдання в найкоротший термін, не зважаючи ні на фінансові витрати, ні на витрати “людського матеріалу”, створити атомну зброю.

У технічному плані всі зусилля були спрямовані на одержання цільового продукту – матеріалів, що діляться. Неминуче виникаючі при їхньому виробництві радіоактивні відходи видаляли з технологічного ланцюжка двома способами – або їх розбавляли до “безпечної” концентрації і зливали в ставки, озера і ріки, або складували в спеціально побудованих ємностях, залишаючи рішення питання про те, що з ними робити, на майбутнє.

Гонка ядерних озброєнь загострила проблему радіоактивних відходів. У результаті випробувань ядерної зброї з'явилися значні по площі забруднені штучними радіонуклідами території. Інтенсифікація видобутку урану дала мільйони тонн відвалів, що містять підвищені в порівнянні з природними концентрації природних радіонуклідів і продуктів радіоактивного розпаду урану, торію і радію.

Припинення ядерних випробувань і обмеження ядерних озброєнь привело до того, що науковий і промисловий потенціали, накопичені при розробці і виробництві атомної зброї, були частково перенесені в мирну галузь. Народилася і стала розвиватися нова галузь енергетики – атомна енергетика. І з'явилися нові проблеми. Як забезпечити безпеку експлуатації існуючих АЕС? Що робити з відпрацьованим паливом АЕС – складувати і захоронити, тобто розглядати його як радіоактивні відходи, чи вважати його

потенційним джерелом енергії, що підлягає переробці? Що робити з ядерними реакторами АЕС і іншими ядерними установками, що відслужили свій проектний термін?

Запаси збройового і реакторного плутонію, заражені радіонуклідами спорудження і території, радіоактивні відходи, що зберігаються на поверхні землі й у приземних спорудах, використані радіонуклідні джерела іонізуючих випромінювань – у даний час настільки велика, що ні розширення, ні скорочення в майбутньому виробництва електроенергії на атомних електростанціях не позначиться помітно на масштабі проблеми радіоактивних відходів. Більше того, навіть закриття атомної енергетики не позбавить людство від необхідності протягом майбутніх сторіч вкладати гроші й інтелектуальні зусилля у вирішення цієї проблеми. Навпаки, як це не парадоксально звучить, розвиток атомної енергетики і пов'язаний з цим прогрес в області технології безпечного поводження з радіоактивними відходами можуть зменшити її гостроту.

Основними виробниками радіоактивних відходів і місцями їх концентрації на сьогодні в Україні є:

- АЕС (відпрацьоване ядерне паливо та експлуатаційні радіоактивні відходи);
- урановидобувна і переробна промисловість (накопичено 65,5 млн.т радіоактивних відходів);
- медичні, наукові, промислові та інші підприємства і організації;
- Українське державне об'єднання “Радон” (накопичено близько 5000 м<sup>3</sup> радіоактивних відходів);
- зона відчуження Чорнобильської АЕС (більш ніж 1,1 млрд. м<sup>3</sup> радіоактивних відходів).

85-90% радіоактивних відходів України є низько- і середньоактивними. Головними осередками накопичення найбільшої кількості високорадіоактивних відходів в Україні є атомні станції, на яких здійснюється їх часткова первинна переробка та тимчасове зберігання.

Розумний підхід до вирішення проблеми радіоактивних відходів, в першу чергу, полягає у об'єктивній інформованості суспільства про її існування. Розвиток атомної промисловості за зрозумілих причин відбувався у режимі повної секретності. Тільки у останні роки уряди ядерних країн стали "відкривати" відповідні документи. Оскільки відкриття цих документів відбувається не в повному об'ємі, приймаючи до уваги економічні аспекти атомної промисловості та її значення для національної безпеки країни, недолік інформації породжував і породжує різні здогадки і надає широку можливість для різних спекуляцій, насамперед, екологічних.

**Радіоактивні відходи (РАВ)** – матеріальні об'єкти і субстанції, активність радіонуклідів або радіоактивне забруднення яких перевищує рівні, встановлені діючими нормативами, за умови, що використання цих об'єктів і субстанцій не передбачається.

Відповідно до цього загального визначення РАВ розглядаються як особливий вид радіоактивних матеріалів (у будь-якому агрегатному стані), відносно яких: встановлено, що ні зараз, і ніколи в майбутньому вони не можуть бути використані, або ще немає остаточного рішення відносно того, яким чином ці матеріали можуть бути використані в рамках сучасних або створених у майбутньому технологічних процесів, а також вміст радіонуклідів у цих відходах перевищує встановлені "Основними Санітарними правилами забезпечення протирадіаційного захисту України" (ОСПУ) рівні вилучення цих радіонуклідів із сфери санітарного нагляду.

За агрегатним станом РАВ поділяються на:

- **рідкі радіоактивні відходи** – технологічні розчини (органічні та неорганічні рідини), пульпи і шлами, що не підлягають подальшому використанню і у яких питома активність радіонуклідів більше ніж у 10 разів перевищує значення рівнів втручання при надходженні з водою, встановлені діючими "Нормами радіаційної безпеки України, доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97 / Д-2000)";



- **тверді радіоактивні відходи** – радіонуклідні джерела, що відпрацювали свій ресурс, не призначені для подальшого використання матеріали, вироби, обладнання, біологічні об'єкти, ґрунт; прилади і апарати, матеріали і обладнання, які контактували з радіоактивними розчинами в технологічному процесі, а також затверділі рідкі радіоактивні відходи, у яких питома активність радіонуклідів більша значень, встановлених НРБУ-97 / Д-2000, а при невідомому радіонуклідному складі питома активність більше:

- 100 кБк/кг – для джерел бета-випромінювання;
- 10 кБк/кг – для джерел альфа-випромінювання;
- 1,0 кБк/кг – для трансуранових радіонуклідів.

- **газоподібні радіоактивні відходи** – радіоактивні гази та аерозолі, що не підлягають використанню, які утворюються при промислових процесах з об'ємною активністю, яка перевищує допустиму об'ємну активність, встановлену НРБУ-97 / Д-2000.

Радіоактивні відходи відповідно до ОСП-72/87 поділяються за питомою активністю на три категорії – низькоактивні (НАВ), середньоактивні (САВ) та високоактивні (ВАВ).

Організації, підприємства й установи, що виконують роботи з поводження з радіоактивними відходами, зобов'язані:

- забезпечувати проектування, розміщення, спорудження, експлуатацію й зняття з експлуатації устаткування, тимчасового зберігання й кондиціонування власних радіоактивних відходів;
- вести власний облік радіоактивних відходів;
- домагатися дотримання діючих стандартів, норм і правил ядерної й радіаційної безпеки;
- забезпечувати радіоекологічний моніторинг і охорону радіоактивних відходів на всіх етапах поводження з ними;
- забезпечувати впровадження сучасних технологій і технічних рішень, на які є позитивний висновок державної екологічної експертизи.

Власник або керівник підприємства, на якому виконуються роботи з поводження з радіоактивними відходами, є відповідальною особою за радіаційну безпеку всього персоналу.

### Класифікація твердих радіоактивних відходів

Категорія відходів	Питома активність, Бк/кг		
	Бета-випромінюючі радіонукліди	Альфа-випромінюючі радіонукліди (за виключенням трансуранових)	Трансуранові радіонукліди
Низькоактивні	7,2 · 10 <sup>4</sup> – 10 <sup>6</sup>	7,2 · 10 <sup>3</sup> – 10 <sup>5</sup>	< 10 <sup>3</sup>
Середньоактивні	10 <sup>6</sup> – 10 <sup>9</sup>	10 <sup>5</sup> – 10 <sup>8</sup>	10 <sup>3</sup> – 10 <sup>7</sup>
Високоактивні	> 10 <sup>9</sup>	> 10 <sup>8</sup>	> 10 <sup>7</sup>

Усі радіоактивні відходи повинні передаватися організаціями - виробниками відходів у спеціальній тарі, що відповідає вимогам затверджених норм для відповідних типів відходів. Дрібні відходи підлягають кондиціонуванню до форми, зручної для перевезення, відповідно до норм і положень з транспортування ядерних матеріалів і радіоактивних речовин. Зазначені положення передбачають порядок перевезення РАВ, права й обов'язки відправника, перевізника, одержувача, правила безпеки, вимоги до пакування й транспортних засобів, правила на випадок ДТП при транспортуванні зазначених матеріалів, попередження й ліквідації можливих радіаційних наслідків.

Рішення про створення поховання або іншого об'єкта, призначеного для зберігання або переробки радіоактивних відходів, ухвалюється Верховною Радою або Кабінетом Міністрів України. Із цього моменту й до початку проектно-дослідницьких робіт Державне об'єднання з поводження з радіоактивними відходами зобов'язано вислати повідомлення відповідному

органу виконавчої влади з обґрунтуванням необхідності створення такого об'єкта.

Кожна пропозиція, що стосується вибору майданчика, повинна супроводжуватися екологічною оцінкою з детальним її обґрунтуванням, визначенням можливого збитку внаслідок виконання запланованих робіт, оцінку регіонального й локального впливу від розташування могильника на даному майданчику.

З метою інформування населення даного району проводиться суспільне обговорення проекту будівництва об'єкта, а висловлені побажання й пропозиції враховуються при доробці проекту. Державне об'єднання зобов'язане подати на розгляд й узгодження з населенням вичерпну інформацію щодо обраного майданчика.

Впровадження в дію сховища дозволяється лише після остаточного завершення будівництва всього комплексу зовнішніх і підземних споруд, передбачених проектом, що підтверджується актом Державної комісії про прийняття його в експлуатацію. Дозволом на експлуатацію є ліцензія на експлуатацію й санітарний паспорт, видані у встановленому порядку.

Остаточне поховання затверділих відходів може проводитись у стабільних геологічних формаціях (глибоких гранітних або соляних шахтах). При цьому всередині приміщень тривалий час необхідно підтримувати певні кліматичні умови (постійність температури, тиску і відносної вологості). Але і це не гарантує усунення міграції радіонуклідів через кілька тисяч років, тому що серед похованих відходів є довгоживучі радіонукліди з періодами піврозпаду в мільйон і більше років. На такий тривалий період не можна забезпечити їх надійну ізоляцію.

Етап переробки радіоактивних відходів на радіохімічному заводі є найбільш радіаційно небезпечним у ядерному паливному циклі. Велика частина радіонуклідів, що надходить в атмосферу, розсіюється на незначних відстанях від заводу. У результаті вже у 20 км від радіохімічного підприємства доза зменшується в 10 разів. Однак деякі довгоживучі нукліди, у першу чергу

$^{14}\text{C}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{129}\text{I}$ , спричиняють глобальне забруднення біосфери. Це зумовлено їх досить високим ступенем міграції, яка призводить до розсіювання цих радіонуклідів на великих відстанях за відносно короткий час.

Для розпаду продуктів поділу у відходах до прийнятого рівня порівняно з радіаційними характеристиками уранової руди необхідно до 600 років. Найбільшу небезпеку серед продуктів поділу при витримуванні відходів упродовж 10–600 років являють собою  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , а за умови тривалого терміну (1000 і більше років) – технецій-99, йод-129, цирконій-93. Однак, починаючи з 300–400 років, головну небезпеку становлять уже не продукти поділу, а актиноїди, що містяться у відходах: америцій-241 та 243, протактиній-231, плутоній-239.

На цей час у глобальному масштабі рівень іонізуючого випромінювання від відходів атомної промисловості невисокий. Однак надалі із збільшенням кількості відпрацьованого палива можуть виникнути серйозні проблеми із забезпеченням повної локалізації та ізоляції радіоактивних відходів і охороною навколишнього середовища, тобто із знаходженням оптимальних варіантів поховання відходів.

## **2. Поводження з радіоактивними відходами**

**Накопичення РАВ.** Нині в Україні накопичено 65,5 млн т радіоактивних відходів в урановидобувній і переробній промисловості; 70 тис.  $\text{м}^3$  залишків ядерного палива на сховищах атомних електростанцій; 1,1 млрд  $\text{м}^3$  радіоактивно забруднених відходів (залишків реактора і техніки, знятий шар ґрунту) у зоні відчуження Чорнобильської АЕС. Великі обсяги радіоактивних відходів (понад 5 тис.  $\text{м}^3$ ) зберігаються також у сховищах Української державної асоціації „Радон”. Близько 85-90% усіх накопичених радіоактивних відходів є низько- та середньоактивними.

Головними місцями накопичення радіоактивних відходів є атомні станції, на яких здійснюються їх первинна переробка та тимчасове зберігання. На АЕС не існує повного циклу первинної переробки відходів відповідно до вимог

норм, правил та стандартів з ядерної та радіаційної безпеки, що призводить до нераціонального використання сховищ та збільшує ризик радіаційних аварій. У 30-кілометровій зоні Чорнобильської АЕС зберігається в тимчасових, не пристосованих для зберігання сховищах велика кількість радіоактивних відходів, серед яких є відходи ядерної енергетики.

Головним джерелом небезпеки у 30-кілометровій зоні Чорнобильської АЕС залишається об'єкт "Укриття", в якому зосереджені небезпечні радіоактивні речовини та ядерні матеріали.

У шести областях України розташовані регіональні підприємства Укр-ДО "Радон" з переробки та зберігання радіоактивних відходів, які приймають на зберігання радіоактивні відходи від усіх галузей народного господарства. Ці підприємства також не мають установок для первинної переробки відходів.

В Україні розвинута урановидобувна галузь з такими головними урановими родовищами: Ватутинським, Мічурінським, Жовторіченським, Краснооскільським і Сурським. Уранові руди з цих рудників збагачуються та переробляються на Східному гірничозбагачувальному комбінаті у Жовтих Водах, а також на Дніпропетровському і Дніпродзержинському переробних заводах.

Для природного середовища та людей головну небезпеку становлять великі за своїми обсягами хвостосховища та зосереджені в них радіоактивні матеріали.

Україна належить до країн з дуже розвинутим використанням джерел іонізуючого випромінювання (ДІВ) у багатьох сферах господарства і наукової діяльності. На даний час існує близько 8 тисяч підприємств та організацій (тільки по місту Києву їх близько 400), які використовують понад 100 тисяч ДІВ.

В Україні діяльність щодо поводження з РАВ підпадає під дію низки законодавчих актів, а саме законів України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку», «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання», «Про видобування і переробку уранових руд», «Про

поводження з радіоактивними відходами», «Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами».

Необхідно підкреслити, що актуальність проблеми РАВ з кожним роком буде наростати. Обґрунтовується це прогнозними оцінками МАГАТЕ, згідно з якими в найближчі роки потрібно буде знімати з експлуатації більше 65 ядерних реакторів АЕС і 260 ядерних пристроїв, що використовуються в наукових сферах, термін експлуатації яких (30 років) прямує до завершення.

### **3. Державне об'єднання з поводження з радіоактивними відходами**

Українське державне об'єднання з поводження з радіоактивними відходами «Радон» утворено Постановою Ради Міністрів і знаходиться в сфері управління Міністерства з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. З 2006 року організаційно-правовою формою Об'єднання є корпорація. Метою діяльності Об'єднання є забезпечення реалізації інтересів держави, пов'язаних із поводженням з радіоактивними та іншими техногенними відходами, а також задоволення потреб населення, установ та підприємств будь-якої форми власності в послугах у галузі поводження з радіоактивними та іншими техногенними відходами.

Основним напрямом діяльності центральної служби радіаційної безпеки (ЦСРБ) УкрДО "Радон" є контроль за здійсненням заходів, що забезпечують безпечні умови праці та охорону навколишнього природного середовища при поводженні з РАВ на спецпідприємствах об'єднання.

ЦСРБ укомплектовано досвідченими спеціалістами в галузі радіаційної безпеки, сучасними приладами радіаційного контролю. Лабораторія Центральної служби акредитована в системі УкрСЕПРО.

Для вирішення цих проблем УкрДО "Радон" об'єднало в своєму складі вісім спеціалізованих підприємств.

1. Державне спеціалізоване підприємство Центр переробки та захоронення техногенних відходів "Техноцентр" (м. Чорнобиль) здійснює

науково-дослідницьку, проектну, технологічну, експериментальну і виробничу діяльність, спрямовану на переробку, зберігання та захоронення РАВ, є замовником будівництва єдиного центру щодо захоронення радіоактивних відходів (комплекс виробництв „Вектор”), крім того, є головним підприємством Об’єднання, яке здійснює управління його поточною діяльністю.

2. П'ять державних міжобласних спеціалізованих комбінатів (ДМСК). Спеціалізовані комбінати розташовані в різних містах України і працюють за регіональним принципом:

Київський ДМСК - Хмельницька, Вінницька, Житомирська, Київська, Чернігівська області;

Дніпропетровський ДМСК – Кіровоградська, Дніпропетровська, Запорізька, Донецька, Луганська області;

Львівський ДМСК – Львівська, Закарпатська, Волинська, Рівненська, Тернопільська, Івано-Франківська області;

Одеський ДМСК – Одеська, Миколаївська, Херсонська області;

Харківський ДМСК – Харківська, Сумська, Полтавська області;

Донецький ДСК.

3. Один державний спеціалізований комбінат (ДСК).

4. Науково-технічний центр із дезактивації та комплексного поводження з радіоактивними відходами, речовинами та джерелами іонізуючого випромінювання (НТЦ КІРВ) (м. Жовті Води). Окрім того, НТЦ забезпечує проведення комплексних досліджень фізико-механічних, хімічних та радіаційно-захисних властивостей нових композиційних матеріалів.

Станом на грудень 2007 року спецкомбінатами прийняте на збереження в цілому 171 тис. кг низько- і середньоактивних радіаційних відходів.

Головними завданнями спеціалізованих комбінатів є поводження з радіоактивними відходами різних видів, які утворилися в результаті діяльності людини у промисловості, науці, медицині шляхом їх збирання, транспортування, переробки, локалізації і дезактивації спеціального і

цивільного одягу, забрудненого радіонуклідами, і в разі потреби ліквідації радіаційних аварій на території України. Окрім того, спеціалізовані комбінати проводять радіаційну розвідку та забезпечення системи радіологічного моніторингу навколишнього природного середовища у своїх регіонах.

Спеціалісти ЦСРБ постійно проводять індивідуальний дозиметричний контроль зовнішнього та внутрішнього опромінення персоналу на спецпідприємствах об'єднання, надають організаційно-методичну та технічну допомогу службам радіаційної безпеки і спецпідприємств, беруть участь у ліквідації радіаційних аварій.

Фахівці УкрДО "Радон" брали безпосередню участь у ліквідації понад 165 радіаційних аварій та аварійних ситуацій.

На сьогодні об'єднання виконує такі роботи:

- ліквідацію радіаційних аварій на території України;
- моніторинг навколишнього природного середовища;
- попереднє сортування відходів та підготовку їх до транспортування спеціальними видами транспорту;
- транспортування радіоактивних відходів;
- повний цикл робіт із перезахоронення РАВ з аварійних об'єктів України;
- проектування стаціонарних та пересувних установок для цементування широкого класу радіоактивних відходів;
- вибір ефективних матричних матеріалів для іммобілізації радіоактивних відходів;
- розроблення технологічних процесів та виконання робіт із кондиціонування джерел з використанням металевих і полімербетонних матеріалів;
- переатестацію закритих радіонуклідних ДІВ, які вичерпали призначений термін служби;
- розроблення системи контролю за зберіганням та переміщенням РАВ і ДІВ у межах сховища РАВ;



- розроблення нетрадиційних способів захоронення РАВ у геологічних формаціях
- створення та експлуатація об'єктів і споруд для переробки, тимчасового зберігання, захоронення РАВ та інших техногенних відходів (ТВ);
- проектування та виготовлення обладнання і транспортних засобів, призначених для поводження з РАВ та іншими ТВ;
- розроблення засобів контролю, діагностики та захисту в сфері поводження з РАВ та іншими ТВ;
- проведення випробувань в умовах дослідно-промислового виробництва нового обладнання і технологій поводження з РАВ та іншими ТВ.

На даному етапі на спецпідприємствах вводиться в дію комплект типової технологічної документації з тимчасового зберігання РАВ для подальшого захоронення в центральному сховищі України. Для цього розпочато будівництво підприємства з переробки і захоронення радіоактивних відходів низької і середньої активності в зоні Чорнобильської АЕС - комплексу "Вектор".

Усі низько- та середньоактивні відходи, що містять короткоіснуючі радіонукліди, заплановано захоронювати у сховищах комплексу виробництв «Вектор». При цьому буде здійснюватися вивезення накопичених відходів з атомних електростанцій, сховищ спецкомбінатів ДК «УкрДО «Радон», зони відчуження Чорнобильської АЕС та інших об'єктів з метою мінімізації місць зберігання або захоронення радіоактивних відходів.

Міжобласні спецкомбінати об'єднання змінили технологію поводження з відходами - які тепер не захоронюються, а лише тимчасово зберігаються з подальшим вивезенням їх до сховищ комплексу виробництв «Вектор». Тривале зберігання високоактивних та довгоіснуючих відходів передбачено здійснювати у сховища другої черги комплексу виробництв «Вектор», де вони будуть зберігатися впродовж 50-100 років з подальшим вивезенням їх до геологічного сховища.

Згідно із Законом України «Про поводження з радіоактивними відходами» низько- і середньорадіоактивні відходи АЕС повинні захоронюватися в приповерхневих сховищах. В чорнобильській зоні завершене будівництво першого такого сховища «Вектор». Ще більш складна ситуація зі зберіганням високоактивних відходів, які згідно із Законом повинні захоронюватися у сховищах, які споруджуються в глибоких геологічних формаціях. В Україні таких поки що немає і в недалекому майбутньому не передбачається.

Державною програмою поводження з радіоактивними відходами, яка кожні три роки, переглядалася та затверджувалися Кабінетом Міністрів України (Постанови КМУ №480 від 26.04.96, №542 від 05.04.99 та №2015 від 25.12.2002), було задекларовано почати роботи зі створення геологічного сховища РАВ. У вересні 2008 р. прийнято Закон України «Про загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з РАВ», яким також передбачено створення геологічного сховища. Проте до цього часу не зроблено жодної конкретної дії. Роботи з вибору майданчика для розміщення сховища РАВ геологічного типу, обґрунтування безпеки, проектування, будівництва, ліцензування, як свідчить міжнародний досвід, є складним і тривалим. Для створення такого об'єкта необхідні скоординовані зусилля багатьох різнопрофільних установ та організацій. Першим кроком на шляху створення геологічного сховища має бути створення або призначення юридичної особи, на яку покладаються функції замовника на створення геологічного сховища.

Досвід та практика свідчать, що нині в світі при спорудженні геологічного сховища головною перепоною стають не інженерні або наукові проблеми і навіть не економічні чинники, а отримання згоди населення на створення і розміщення такого сховища.

#### **4. Утилізація радіоактивних відходів**

У світі накопичено більш 200 тис. тонн відпрацьованого ядерного палива. Щорічно до них додається ще 10–12 тис. тонн – від АЕС, медичних закладів, промпідприємств, дослідних центрів та інших установ, пов'язаних із застосуванням радіоактивних матеріалів.

На території України накопичене більше 5 млрд т токсичних відходів, які покривають площу у 164 тис. га. Зберігається порядку 32 тис. куб. м низькоактивних, 1,7 тис. куб. м середньоактивних і 166 куб. м високоактивних твердих радіаційних відходів, а також понад 19 тис. куб. м рідкого відпрацьованого радіоактивного матеріалу. Згідно зі статтею 53 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» перевезення на територію України радіоактивних відходів з територій інших держав забороняється, крім тих, що утворилися внаслідок послуг, які було надано Україні іншою державою і на які поширюється дія контрактної угоди між ними щодо повернення таких відходів в Україну.

Згідно з експертними оцінками на сьогоднішній день поховання одного кубометра низькоактивних відходів становить \$2–6 тис., середньоактивних – \$10–70 тис., високоактивних – \$0,4–1,4 млн. Україна посідає четверте місце в Європі щодо обсягів таких відходів. Як здійснювати їх утилізацію - головна проблема, що постала на сьогоднішній день.

Технічною метою будь-якої програми по утилізації радіоактивних відходів є найбільш повна їх ізоляція від середовища існування людини на той час, протягом якого вони, як вважається, будуть залишатися небезпечними. У залежності від обраних критеріїв, відповідні періоди для високоактивних відходів ймовірно розтягнуться на сотні тисяч чи навіть мільйони років.

Одна з розповсюджених точок зору полягає в тому, що задачі з охорони здоров'я людини і навколишнього середовища протягом тривалого часу повинні вирішуватись у рамках певних обмежень, що накладаються вимогами по нерозповсюдженню ядерної зброї. Технології, що призводять (чи можуть бути легко змінені, після чого стануть призводити) до виділення матеріалів, придатних для виробництва зброї, такі як трансмутація відходів у

прискорювачі, повинні бути відкинуті. Навіть якщо ці технології мають на меті справитися з ядерними відходами, оскільки з їх розробками пов'язана загроза поширення небезпеки.

Країни з розвиненою ядерною енергетикою дотримуються різних концепцій поводження з відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП) та РАВ:

- **Стабілізація** – спеціальна переробка ВЯП з подальшою фіксацією радіонуклідів у нерозчинних матрицях, пристосованих для тривалого зберігання. Такі принципи поводження з РАВ прийняті у Великобританії, Франції та Японії.

- **Захоронення** – якщо ВЯП не піддається обробці й відповідно всі високорадіоактивні ізотопи залишаються в ньому. У цьому випадку поводження з ВЯП аналогічне технології поводження з високоактивними відходами (щодо ВЯП таке остаточне видалення називається «прямим» остаточним захороненням). При цьому передбачена певна витримка ВЯП і його подальше поховання в глибоких геологічних формаціях. Такий шлях розглядають США, Фінляндія, Швеція.

- **Відкладене рішення** – довгострокове зберігання ВЯП, що дозволяє прийняти рішення про їх подальше використання через певний час у разі позитивних передумов (наявність ефективних технологій, економічні фактори). Такий шлях обрали Аргентина, Данія, Іспанія, Канада, Литва, Німеччина, Норвегія, Південна Корея, Польща, Словаччина, Угорщина, Чехія, Хорватія. Україна також прийняла рішення про такий шлях поводження з ВЯП.

- **Переробка ОВЯП для видобутку з нього компонентів і речовин**, використання яких економічно доцільне. Однак для цього необхідна відповідна інфраструктура виробничих потужностей і відповідні кошти. Виходячи з викладеного, видно, що проблема стратегії поводження з відпрацьованим ядерним паливом АЕС і високоактивними відходами залишається дискусійною. Багато фахівців вважають, що ВЯП не можна розглядати в якості радіоактивних відходів, а слід використовувати в

майбутньому як енергетичну сировину для реакторів інших типів, які поки не знаходять комерційного застосування.

У даний час досить гостро стоїть проблема вибору місць поховання РАВ. Всесвітня організація з питань ядерної енергії (Global Nuclear Energy Partnership) проаналізувала ряд можливостей: захоронення РАВ на дні океану; їх переміщення в космос; вивіз РАВ на віддалені безлюдні острови; будівництво могильників у крижаних товщах Антарктиди або Гренландії; будівництво підземних сховищ в стабільних геологічних формаціях. Останньому варіанту в даний час віддається найбільша перевага. Пропонуються альтернативні підходи, в яких відходи АЕС захоронюються в уранових шахтах, тобто повертаються туди, звідки раніше видобували уран. Досвід Норвегії та Швеції вказує на доцільність захоронення РАВ в могильниках геологічного типу.

Розрізняють також:

**Збереження радіоактивних відходів** – частина технологічного процесу поводження з РАВ, яка передбачає розміщення РАВ у межах інженерної споруди, що відвертає проникнення радіоактивних речовин у довкілля в кількостях, що перевищують встановлені для даного об'єкту значення допустимих газоаерозольних викидів і водних скидів. Збереження РАВ поділяється на їх зберігання та захоронення.

**Зберігання** – вид тимчасового збереження РАВ. При цьому тимчасовий характер зумовлено тим, що або проектною технологією передбачене зберігання РАВ протягом певного терміну, або необхідність тимчасового збереження РАВ виникла при ліквідації (мінімізації) наслідків аварії.

**Захоронення радіоактивних відходів** – розміщення РАВ у об'єкті, призначеному для поводження з радіоактивними відходами без намірів їх використання.

**Захоронення глибинне** (у стабільних геологічних формаціях) – вид захоронення РАВ, що використовує систему інженерних і природних бар'єрів,

що розміщується на глибині сотень метрів від поверхні землі, з метою тривалої ізоляції РАВ від потраплянь їх у біосферу.

**Захоронення поверхневе (приповерхневе)** – вид захоронення РАВ у спорудах, які розташовані на поверхні або у поверхневих шарах землі, коли товща захисного покриття становить декілька метрів, або захоронення у печерах на глибині декількох десятків метрів від поверхні.

#### **Утилізація газоподібних радіоактивних відходів**

Пилогазоподібні викиди, що відносяться до низькоактивних радіоактивних відходів (переважно вентиляційні викиди), викидаються у навколишнє середовище через труби і розсіюються. При цьому висота труби й умови викидання повинні гарантувати дотримання допустимих об'ємних концентрацій (ДКб) на місцевості в зоні спостереження і поза нею.

ДКб розраховують як відношення МРН радіоактивної речовини до об'єму води або повітря, із яких воно надходить до організму людини протягом року.

Дозволяється видаляти вентиляційне повітря без очищення, якщо його об'ємна активність на виході не перевищує допустимої величини для повітря робочих приміщень, а сумарний викид за рік не створює умов для перевищення межі дози, встановленої НРБУ-97.

Для очищення пилогазових викидів від радіоактивних аерозолів застосовують пиловловники. Для уловлювання високодисперсних часток широко застосовуються фільтри.

При обробці високоактивних пилогазових відходів необхідно підвищувати концентрацію в них радіонуклідів і відправляти на збереження та поховання. Цей спосіб обробки придатний і для радіонуклідів, що мають великі періоди напіврозпаду. Для звільнення вентиляційних викидів від радіоактивних інертних (ізотопи криптону, ксенону, а також аргон-41) газів застосовують адсорбційні колони або газгольдери.

Принцип роботи газгольдера базується на тому, що короткоживучі радіонукліди (період напіврозпаду  $T_{1/2}$   $^{41}\text{Ar}$  – 1,82 год.,  $^{77}\text{Kr}$  – 1,14 год.,  $^{88}\text{Kr}$  – 2,77 год.) за час перебування в ньому знижують свою активність за рахунок

радіоактивного розпаду. Розрахунок газгольдера починають із визначення часу перебування газу в газгольдері, тобто часу витримки за формулою

$$A_k = A_p \exp(-0,693\tau / T_{1/2}),$$

де  $A_k$  і  $A_p$  – кінцева і початкова активності речовин.

За об'ємною витратою  $Q$  радіоактивних інертних газів, що надходять у газгольдер, визначають: об'єм газгольдера  $V_g = Q \cdot \tau$ , довжину і площу поперечного перетину визначають з конструктивних міркувань. Адсорбційні колони застосовують для високоефективного (понад 0,99) очищення викидів радіоактивних інертних газів.

Газ, який очищається, подають для охолодження до теплообмінника, а потім до сепаратора вологи і аерозольного фільтра. Після фільтру газ надходить у цеолітові колони для глибокого сушіння до вмісту вологи, що відповідає вмісту насичення водяної пари при температурі адсорбції. Оскільки процес сушіння відбувається з виділення тепла, то після колон газ спочатку подається до теплообмінника, а потім до вугільного адсорбера. Рух газу в установці забезпечує повітрорудка, регулювання витрати в цеолітових колонах досягається вентилями. Осушувальні цеолітові колони працюють періодично: в одній відбувається сушіння газу, в іншій – регенерація гарячим повітрям, що нагрівається в електрокалорифері 6 із перед фільтром.

### ***Утилізація рідких радіоактивних відходів***

Рідкі радіоактивні відходи поділяються за технологічним походженням, по основному виду забруднення – радіоактивності (низько-, середньо- і високоактивні) і за насиченістю солями.

У господарсько-побутову каналізацію допускається скидання радіоактивних стічних вод із концентрацією, що перевищує ДКБ для води не більше ніж у 10 разів, за умови, що в колекторі даного підприємства забезпечується їх десятикратне розведення нерадіоактивними стічними водами, а сумарне скидання радіоактивних речовин у водойму не перевищуватиме встановленого ДКБ. Допустимі скиди рідких радіоактивних

відходів у поверхневій воді встановлюється за погодженням з органами Мінекобезпеки.

Забороняється скидання рідких радіоактивних відходів усіх категорій у криниці, свердловини, поглинальні ями, поля зрошення і фільтрації, системи підземного зрошення, а також у ставки, озера і водоймища, призначені для розведення риби і водоплавної птиці.

При неможливості розведення, а також при малих кількостях (менше 200 л/добу) рідкі РАВ повинні збиратися в спеціальні ємності і скеровуватись на пункт радіоактивних відходів. В закладах і на підприємствах, де щодоби утворюється більше 200 л РАВ із концентрацією, що перевищує 10 ДКБ для води, необхідно влаштовувати спеціальну каналізацію з очисними спорудами. Система спеціальної каналізації повинна передбачати дезактивацію стічних вод і при можливості їх повторне використання в технологічних цілях.

Для очищення низькоактивних і середньо активних скидних вод від радіонуклідів застосовують різноманітні методи (упарювання, іонний обмін, хімічні методи). Відпрацьовані методики очистки і концентрування з подальшим затвердінням і тоді бітумуванням чи цементуванням. Для середньо активних (з трансурановими елементами) і високоактивних відходів застосовується технологія включення радіонуклідів у скло – і мінерало подібні з використанням плазмохімічної переробки.

Деякі з рідких РАВ зберігаються в металевих і бетонних ємностях, деякі – у поверхневих басейнах і водоймах, і значний об'єм знаходиться у підземних пластових колекторах. Існує навіть така форма зберігання рідких РАВ, як судна і плаваючі ємності, які буксують. Очищення радіоактивних вод від радіонуклідів у багатьох випадках є самостійною задачею і потребує вирішення.

Спрощені системи очищення скидних вод застосовують на установках для опромінення гуми, нафтопродуктів, фторопластів, деревини тощо, де в якості опромінювача застосовують  $^{60}\text{Co}$ , який зберігають у воді. Освітлення води від мікродисперсної суспензії проводять на механічних фільтрах, що



мають целюлозно-тканинну насадку, а дезактивація вод досягається іонообмінними фільтрами із синтетичних смол.

Очищення води у системах охолодження прискорювачів плазмових і магнітних установок полягає у її дезактивації та відділенні від продуктів корозії. Ця задача вирішується включенням у схему установки доочищувача, що складається з механічних фільтрів (тришарова тканина, що фільтрує, сульфітна целюлоза, активоване вугілля) і фільтрів фінішного очищення. Фільтро-цикл цієї установки триває звичайно 1,5–2 роки.

Проблема поводження з рідкими радіоактивними відходами постійно актуальна для АЕС. Об'єм відпрацьованих відходів залежить від типу реактору: РБМК – 100 тис. м<sup>3</sup> рідких відходів на рік, ВВЕР – 40-135 тис. м<sup>3</sup>. Всього в рік на АЕС утворюється близько 1,7 млн. м<sup>3</sup> рідких відходів. Середньо- та високоактивних рідкі РАВ на АЕС концентруються методом упарювання і зберігаються у вигляді концентратів, пульпи, іонообмінних смол і фільтроматеріалів у ємностях із неіржавіючої сталі і залізобетону. Частина пульпи середнього рівня активності цементується і бітумується. Об'єми низькоактивних рідких РАВ настільки великі, що здійснювати будь-яку обробку чи очистку просто неможливо. Практикується консервація і ліквідація радіоактивних басейнів і водойм шляхом заповнення бетонними блоками, засипки скельним ґрунтом, щебенем чи глиною.

Для прикладу розглянемо технологію поводження з рідкими РАВ на АЕС. Всі рідкі радіоактивні відходи, що утворюються на енергоблоках, зберігаються в ємностях з неіржавіючої сталі. За допомогою установок глибокого упарювання УГУ-500 проводиться переробка кубового залишку до сольового концентрату, який в гарячому розплавленому стані заливається в металеві бочки, перетворюючись після охолодження в моноліт. Бочки зберігають у сховищі твердих відходів чи у поверхневих шарах землі, вище рівня ґрунтових вод. Це дозволяє зменшувати об'єми рідких радіоактивних відходів і зберігати їх у більш безпечному твердому стані.

Значна кількість рідких відходів також існує у інших областях ядерного використання: атомні підводні човни і підземні ядерні вибухи. Експлуатація і утилізація атомних підводних човнів військового і цивільного атомного флоту створила багато гострих проблем на Півночі і Далекому Сході, де немає достатніх потужностей для переробки рідких відходів. Після припинення захоронення в морях відбувається їх постійне накопичення. Останній злив рідких РАВ у Японське море (400 м<sup>3</sup>, активність 0,38 Кі). Гострі проблеми з рідкими відходами флотів вирішуються за допомогою зарубіжних країн, включаючи фінансування їх Фінляндією, Норвегією і Японією.

Практично без уваги залишається питання з рідкими РАВ, що утворилися у порожнинах підземних ядерних вибухів. Вивчення їх дало можливість зробити висновок, що значні об'єми забруднених мас, сконцентрованих у порожнинах і поблизу, дозволяють класифікувати їх як могили РАВ тривалого функціонування.

### ***Утилізація твердих радіоактивних відходів***

Основну частку загального об'єму твердих радіоактивних відходів – біля 98%, що утворюються у процесі експлуатації АЕС, складають низько- і середньоактивні відходи. На багатьох АЕС розроблена і діє технологічна схема поводження з твердими радіоактивними відходами, що передбачає:

- збір безпосередньо на місцях утворення окремо від звичайного сміття;
- сортування з урахуванням їх природи (неорганічні, органічні, біологічні), періоду напіврозпаду радіонуклідів, що знаходяться у відходах (до 15 діб і більше 15 діб) та вибухопожежобезпеки;
- переробку (пресування);
- транспортування до місць поховання здійснюють на спеціально обладнаних автомашинах із критим кузовом або цистерною (для рідких відходів). Автомашини і змінні збірники після кожного рейсу повинні бути дезактивовані;
- безпечне зберігання.

Тверді відходи відповідно до ОСП–72/87 вважаються радіоактивними, якщо їх питома активність більше:  $7,4 \cdot 10^3$  Бк/кг для джерел  $\alpha$ -випромінювання (для трансуранових елементів  $3,7 \cdot 10^2$  Бк/кг),  $7,4 \cdot 10^4$  Бк/кг для джерел  $\beta$ -випромінювання,  $1 \cdot 10^7$  г-екв радію/кг для джерел  $\gamma$ -випромінювання.

Якщо питома активність твердих відходів не перевищує наведених значень, то їх видаляють зі звичайним сміттям на поховання. Якщо тверді радіоактивні відходи мають підвищену питому активність і містять короткоживучі нукліди з періодом напіврозпаду менше 15 діб, то перед похованням їх необхідно витримувати в спеціальних контейнерах до необхідного зниження активності, а потім видаляти зі звичайними відходами.

Тверді радіоактивні відходи цементують, бітумують, оскловують і захороняють у контейнерах із нержавіючої сталі: на десятки років – в траншеях та інших неглибоких інженерних спорудах, на сотні років – у підземних виробках, соляних пластах, на дні океанів. Потужність дози випромінювання на відстані 1 км від збірника з радіоактивними відходами повинна бути не більше 0,1 мЗв/год.

Для поховання низькоактивних відходів можна використовувати сховища у вигляді резервуарів і траншей. Небезпечними є середньо- і високоактивні відходи. Поводження з ними передбачає поховання їх в затверділому стані в підземних сховищах і шахтах на глибині 300-1000 м. Поховання високоактивних відходів у шахтах не завжди можливе, тому що відходи виділяють велику кількість теплоти, що може призвести до вибухів. Менш небезпечним є поховання відходів у морі на великих глибинах в ізольованому вигляді, що потребує попередньої обробки відходів (оскління, бетонування, поміщення у високоміцні контейнери).

Для радіоактивних відходів абсолютно безпечних способів захоронення на сьогоднішній день немає через корозійне порушення контейнерів.

Найбільш радіоактивні відходи – *відпрацьоване ядерне паливо*, що являє собою опромінене ядерне паливо, подальше використання якого в ядерному реакторі не передбачається. Об'єм опроміненого ядерного палива у світі і в

Росії досить значний. У світі до 2000 р. накопичено близько 250 тис. т опроміненого ядерного палива.

Відпрацьоване ядерне паливо перед переробкою витримують у тимчасових сховищах – басейнах витримки (як правило, з примусовим охолодженням) від кількох діб до десятків років з метою зменшення активності. Порушення режиму зберігання може мати катастрофічні наслідки.

### ***Новий спосіб захоронення відходів***

Новий спосіб захоронення високотоксичних і радіоактивних відходів запропонований на міжнародному екологічному форумі “Інвестиції в екологію – крок у майбутнє”. Вчені секції “Радіаційно-ядерна безпека” внесли на розгляд проект захоронення радіоактивних відходів у глибинних частинах Світового океану – океанічних жолобах.

Всього у Світовому океані нараховується 10 глибоководних жолобів, глибина яких перевищує 8 км. Сумарна протяжність їх складає 13 тисяч 820 км при ширині 70 км. Для захоронення відходів необхідна площа 39 тис. км<sup>2</sup>, та “корисна ємність”, яка знаходиться нижче відмітки глибини в 6 км.

Вчені відмічають, що більша частина глибоководних жолобів просторово тяжіє до узбережжя материків, що полегшує задачу транспортування небезпечних вантажів. Крім того, у світі накопичений значний досвід глибоководних досліджень, занурень апаратів і розробки на глибинах, наприклад, марганцевих родовищ. Також спеціалісти відмічають, що за геологічними законами поховані матеріали будуть занурюватися ще глибше, що виключає можливість їх надходження в біосферу.

Однак, вчені вважають, що необхідно ще допрацювати ряд напрямків. Так, слід вивчити умови в жолобах – температуру, тиск, хімічний склад води. Необхідна технологія створення надійних контейнерів для транспортування і занурення токсичних і радіоактивних відходів. Крім того, необхідно побудувати плавучі установки, здатні “прицільно” занурювати контейнери на дно жолобів.

Проблема безпечного видалення і поховання радіоактивних відходів ще не вирішена остаточно і потребує подальшого розвитку.

### **Контрольні запитання**

1. Що таке радіоактивні відходи?
2. На які види радіоактивні відходи поділяються?
3. Де утворюються радіоактивні відходи?
4. Які правила поводження з ними на підприємствах, де вони утворюються?
5. Як зберігаються та утилізуються радіоактивні відходи?
6. Які функції УкрДО «Радон»?
7. Назвіть основні методи утилізації РАВ?

### Літературні джерела

1. Гродзинський Д.М. Радіоекологія : Підручник. – 2-ге вид. – К.: Либідь, 2001. – 448 с.
2. Джигирей В.С. Екологія та охорона навколишнього природного середовища: навчальний посібник. Київ: Т-во “Знання”, КОО, 2014. - 203 с.
3. Іванов Є.А. Радіоекологічні дослідження: Навч. посібник. – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. – 149 с. с.
4. Сучасні тенденції розвитку атомної енергетики Г.В. Лисиченко, Ю.Л. Забулонов, М.М. Дивизинюк, А.В. Сапожнікова / Зб. наук. пр. – Вип. 11. – 2004. – С. 105–115.
5. Нетрадиційні та поновлювальні джерела енергії: Навчальний посібник О.І. Соловей, Ю.Г. Лега, В.П. Розен, О.О. Ситник, А.В. Чернявський, Г.В. Курбака; За заг. ред. О.І. Солов'я. – Черкаси: ЧДТУ, 2007.
6. Про стратегію розвитку ядерної енергетики в Україні Б.Є. Патон, О.С. Бакай, В.Г. Бар'яхтар, І.М. Неклюдов. – Харків: НТЦ ХФТІ, 2008. – 61 с.
7. Закон України “Про охорону навколишнього природного середовища” // Відомості Верховної Ради України. № 41. Ст. 546.
8. Запольський А.К., Салюк А.І. Основи екології: підручник / за ред. К.М. Ситника. Київ: Вища школа, 2001. 358 с.
9. Кочкін Б.Т. Вибір геологічних умов для поховання високорадіоактивних відходів. ІГЕМ РАН, М., 2002.
10. Доповідь про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2008 році. – К.: ДКЯР України, 2009.
11. Закон України про поводження з радіоактивними відходами, № 255/95-ВР



