



ДОВІДНИК

з дисципліни

«РАДІОМЕТРИЧНИЙ КОНТРОЛЬ»

для харчової промисловості ВНЗ I-II рівнів акредитації
спеціальності «Зберігання, консервування
та переробка плодів і овочів»

*Номінація: досвід
роботи викладача*

Укладач: Павленко Людмила Панасівна, викладач ВСП «Бердянський коледж Таврійського державного агротехнологічного університету»

Рецензент: Бовбас Олександр Юрійович, викладач ВСП «Бердянський коледж Таврійського державного агротехнологічного університету»

Методичні матеріали складено у відповідності до навчальної робочої програми. Робота містить завдання, використання яких допоможе студентам у самостійній навчальній роботі (порівнювати, аналізувати, узагальнювати, працювати з відповідною літературою, самостійно складати конспекти, тези тощо).

Розраховано на студентів ВНЗ I-II рівнів акредитації, а також для викладачів.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	4
Терміни, що вивчаються при радіометричному контролі та їх значення	6
Тема 1. Радіонукліди навколишнього середовища	8
Тема 2. Дозиметрія, радіометрія	18
Тема 3. Проникнення продуктів радіоактивного розпаду в ґрунт	35
Тема 4. Взаємодія радіонуклідів з ґрунтом	47
Тема 5. Проникнення продуктів радіоактивного розпаду радіонуклідів із ґрунту в рослини, тварин та людину	57
Тема 6. Дія іонізуючого випромінювання на рослини, тварини, людину....	75
Тема 7. Гігієна праці під час роботи на забруднених територіях	86
Тема 8. Організація агропромислового виробництва на територіях забруднених радіоактивними речовинами	103
Тема 9. Прогнозування радіоактивного забруднення вододжерел	115
ВИСНОВКИ.....	126
ДОДАТКИ.....	127
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	130

ВСТУП

Для досягнення цілей сучасного суспільства необхідний спеціаліст, спроможний оперативно приймати нешаблонні рішення, діяти самостійно, творчо. Творчість починається там, де здійснюється самостійний пошук принципів, способів поведінки і дій. Творчість набуває розвитку на основі самостійності особистості і є вищим ступенем її розвитку. У сучасних умовах самостійність стає професійно необхідною якістю особистості будь-якого спеціаліста. Отже, і підготовка майбутніх спеціалістів у навчальному закладі має орієнтуватися на формування у студентів цієї якості, а не лише на репродуктивно виконавську діяльність з оволодіння певною сумою знань і вмінь.

На вивчення даної дисципліни згідно з навчальним планом відводиться 54 години, з них аудиторних занять – 27 годин, самостійне вивчення матеріалу – 27 годин.

Для самостійного вивчення студентами виділено наступні теми:

Радіонукліди навколишнього середовища

Дозиметрія, радіометрія

Проникнення продуктів радіоактивного розпаду в ґрунту

Взаємодія радіонуклідів з ґрунтом

Проникнення продуктів радіоактивного розпаду радіонуклідів із ґрунту в рослини, тварин та людину

Дія іонізуючого випромінювання на рослини, тварини, людину

Гігієна праці під час роботи на забруднених територіях

Організація агропромислового виробництва на територіях забруднених радіоактивними речовинами

Прогнозування радіоактивного забруднення вододжерел

Метою даної роботи, як форми організації пізнавальної діяльності студентів є розширення знань студентів, привчання їх до регулярної самостійної навчальної роботи.

В результаті вивчення студенти повинні знати, що аварія на Чорнобильській АЕС за своїми економічними наслідками є однією з найбільш масштабних катастроф сучасності, справжнім національним лихом українського народу та інших народів. Засвоїти дві основні концепції дії випромінювання на людину:

- безпорогова: повільна доза опромінення шкідлива, оскільки викликає пошкодження біологічної структури організму;

- порогова: в організмі постійно відбуваються процеси відмирання оновлення біологічних систем, тому існує повний пороговий рівень опромінення, коли людині завдано невеликих пошкоджень і організм спроможний їх повністю відновити.

Засвоїти найбільш поширені радіонуклідів в навколишньому середовищі, дозиметрію і радіометрію, проникнення радіоактивних продуктів розпаду землеробства, взаємодію їх з ґрунтом, рослинами, організації агропромислового виробництва на територіях, забруднених радіоактивними речовинами, гігієну праці на забруднених територіях.

Самостійна робота студентів у даному випадку включатиме наступні види діяльності:

- пошук та вивчення додаткової літератури;
- конспектування, складання планів, тез;
- складання схем, таблиць;
- написання рефератів, доповідей, оглядів;
- виступ з повідомленнями.

Терміни, що вивчаються при радіометричному контролі та їх значення

Бета-випромінювання (β -випромінювання) – корпускулярне електронне або позитронне іонізуюче випромінювання, яке утворюється при розпаді ядер.

Гамма-випромінювання (γ -випромінювання) – короткохвильове електромагнітне випромінювання з довжиною хвиль 0,1 нм, що виникає при розпаді радіоактивних атомів.

Джерело іонізуючого випромінювання – об'єкт, що містить радіоактивну речовину, або технічний пристрій, який створює в певних умовах іонізуюче випромінювання.

Доза – міра енергії іонізуючого випромінювання.

Поглинута доза – кількість енергії випромінювання, що поглинається одиницею маси середовища.

Контрольні рівні – числове значення, що встановлюється з метою обмеження опромінення населення, а також для проведення радіаційно-дозиметричного контролю.

Місце забруднення – матеріал або його частина, рівень радіаційного забруднення яких перевищує контрольні рівні.

Природний радіаційний фон – випромінювання, що створюються космічними джерелами та природними радіоактивними елементами, які є на поверхні землі.

Радіоактивність – самочинне перетворення атомних ядер в ядра інших елементів, з виділенням енергії у вигляді іонізуючого випромінювання.

Радіаційний контроль – система вимірювань та розрахунків, які спрямовані на оцінку доз опромінення людей, а також радіаційного стану промислової зони та навколишнього середовища.

Радіаційно-небезпечний об'єкт – будь які матеріали, що містять в собі радіоактивні речовини.

Радіоактивна речовина – це речовина, яка створює або може створювати в певних умовах іонізуюче випромінювання.

Радіонукліди – нукліди, що містять в собі радіоактивні атоми.

Ядерний матеріал – матеріал, який здатний розщеплюватися за схемою ланцюгової реакції при спеціальних технологічних умовах (наприклад, плутоній 239, уран 238, збагачений атомами урану 233, 235).

Радіоактивний атом – нестійкий атом, який самовільно перетворюється на атоми іншого елемента, що супроводжується іонізуючим випромінюванням.

Напіврозпад – це час, протягом якого кількість атомів даного радіонукліда зменшується вдвічі.

Грей – одиниця вимірювання поглинутої дози.

Рентген – одиниця вимірювання експозиційної дози.

Зіверт – одиниця вимірювання еквівалентної дози.

Беккерель – одиниця активності радіонуклідів, вказує на розпад ядер за секунду.

Кюрі – позасистемна одиниця активності радіонуклідів.

Тема 1. *Радіонукліди навколишнього середовища*

План.

1. Перші відомості про іонізуюче випромінювання.
2. Джерела надходження радіоактивних речовин.
3. Будова атома й атомного ядра.
4. Типи ядерних перетворень.

Література. Л.1 ст.9-15, ст. 19-28, ст. 33-41, Л.2 ст. 18-31, Л.3 ст. 25-30.

Періодичні видання.

Газета «Аргументи і факти» № 12 1998 р. стаття «Проблеми екології».

Газета «Голос України» 27.04.98 р. «Вода до і після Чорнобиля».

«Продукти харчування під контролем».

Газета «Вечірні вісті» №773 від 28.04.2000 р. «Ехо Чорнобиля».

Нормативні акти. НРБУ – 02

Після опрацювання даної теми **студент повинен знати:**

1. Фізичну суть іонізуючого випромінювання.
2. Найбільш поширені радіонукліди природного та штучного походження.
3. Механізм дії випромінювання на живі та неживі об'єкти.
4. Види випромінювань.
5. Порогову та безпорогову дозу радіації.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Під час розгляду цієї теми доречно буде звернутися за допомогою до вказаної літератури. Саме вона дасть поняття фізичної суті іонізуючого випромінювання.

Зверніть увагу на давність відкриття іонізуючого випромінювання за часом та його дію на живі і неживі об'єкти.

Про біологічну дію іонізуючого випромінювання стало відомо майже відразу після їх виявлення. Однією з перших жертв випромінювання став А.А. Бекерель. Демонструючи на лекціях властивість урану засвічувати фотоплівку, він часто носив ампулу з радіоактивною сіллю в кишені жилета, на тілі виникла

виразка, лікування якої завдало вченому великого клопоту. Від променевої хвороби померли П'єр і Марія Кюрі. В 1920 році було сформульовано теорію «Мішені», згідно з якою не всі частини живої клітини однаково ушкоджуються випромінюванням. Такою мішенню є молекула ДНК (дезоксирибонуклеїнова кислота) – найважливіша структура клітини, що відповідає за синтез усіх білків. Крім того при дії іонізуючого випромінювання утворюється хімічно активний кисень, який порушує функції всіх органів і приводить до загибелі всього організму.

Джерела надходження радіонуклідів є природні і штучні.

Природні джерела – це радіоактивні елементи, що знаходяться на поверхні землі, це калій – 40, кальцій – 48, рубідій – 87, цезій – 137, стронцій – 90, сурма – 187, торій – 232, уран – 235, 238 та інші.

Найпоширеніші в земній корі – уран і торій. Природний уран являє собою суміш трьох ізотопів ІІ-235, ІІ-234, ІІ-238 багато його в гранітах, бітумних смолах, асфальті, нафті, ґрунті.

Другу групу складають – космогенні радіонукліди, що утворюються при взаємодії їх з атомами повітря аргону, азоту, кисню. У космічному випромінюванні виділяється галактичне випромінювання, що зумовлюється активністю сонця.

Штучні радіонукліди утворюються в процесі ядерних реакцій при опроміненні (бомбардуванні) звичайних елементів або їх ізотопів. Велика кількість радіонуклідів утворюється під час вибуху атомної бомби, але після підписання в 1963 році договору про заборону ядерних випробувань у трьох середовищах – атмосфері, космосі і воді – навколишня біосфера стала звільнятися від радіоактивних речовин.

Другим джерелом є відходи атомних станцій, ядерним паливом яких є уран.

Перший штучний радіоактивний елемент кисень ($^{17}_8\text{O}$) одержав англійський вчений Резенфорд у 1909 р. при бомбардуванні ядер азоту α –

частинами. Такі штучні радіоактивні елементи як цезій 137 і стронцій 90 утворились при аварії на Чорнобильській АЕС.

Природні радіоактивні елементи утворюють природний радіаційний фон, який складає 2,8 мкр/год (мікрорентген на годину) відповідно норм радіаційної безпеки України (НРБУ - 02). Ступінь забруднення залежить від прямого забруднення повітря, ґрунту, води, та терміну перебування.

Всі речовини складаються з атомів та молекул, які з'єднуючись між собою, утворюють гази, рідини та тверді тіла. Відповідно з теорією датського вченого Нільса Бора, атом найменша частинка, яка складається з позитивно зарядженого ядра і негативно заряджених електронів, що обертаються навколо нього на різних відстанях.

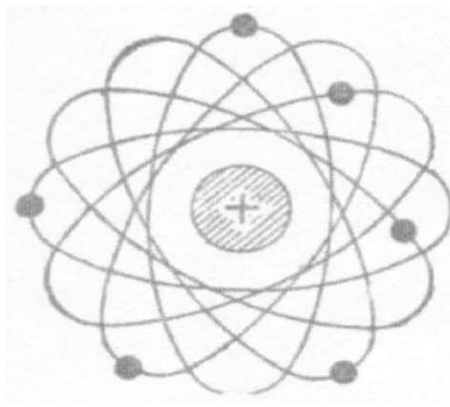
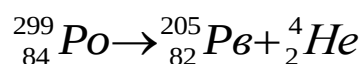


Рис. 1 Планетарна модель будови атома

Утримуються електрони навколо ядра завдяки енергії зв'язку, а коли ядерні сили притягання нездатні забезпечувати стійкість ядра – ядра повільно розпадаються переходячи в більше стійкий стан. Перехід ядер атомів хімічних елементів з нестійкого стану в більш стійкий або стабільний називають ядерним перетворенням. При радіоактивному розпаді змінюється атомний номер і масове число елемента, а надлишкова енергія виділяється у вигляді випромінювання.

Тобто атом радіоактивного елемента перетворюється на атом іншого елемента з номером меншим на 2, а масою – на 4. Наприклад, полоній 209, перетворюється на свинець 205:



Типи радіоактивного розпаду відомі стали у вісімнадцятому столітті, коли французький вчений Беккерель встановив радіоактивність урану в 1896 р., а вперше склад іонізуючих променів розшифрував англійський вчений Резерфорд у 1899 р. Коли він пропустив через сильне магнітне поле, то помітив, що частина їх відхилилась до негативного полюса, тобто ці промені мали позитивний заряд, і він їх назвав – альфа промені.

Частина променів – до позитивного полюса і мали негативний заряд їх він назвав – бета промені.

Промені, що пройшли прямо, не відхиляючись – назвав гама-променями. Це явище розпаду променів на альфа, бета і гама він назвав радіактивністю.

Явище радіактивності

Характеристика радіактивних випромінювань.

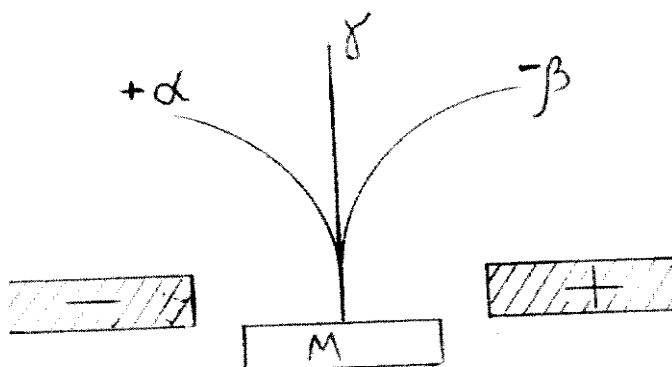


Рис. 2 Схема розділення променів Беккереля в магнітному полі.

α – розпад характерний для уранових елементів.

β – розпад настає тоді, коли число нейтронів в ядрі більше, ніж потрібно для стабільності ядра.

Напіврозпад – це час, на протязі якого кількість радіонуклідів зменшується вдвічі. При чому ті чи інші випромінювання характерні тільки даному ізотопу.

Наприклад, вуглець 14 – бета-активний, тобто випромінює тільки β -частини, йод 131 β і α випромінювач, стронцій 90 - β -активний.

Всі радіоактивні елементи мають свій період напіврозпаду – коли початкова кількість РР зменшується вдвічі.

Наприклад, період напіврозпаду

стронцію 90	- 28 років,
цезію 137	- 30 років,
йоду 131	- 8 діб,
плутонію 239	- 2400 років,
урану 238	- 4,5 млрд. років,
вуглецю 14	- 3570 років.

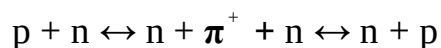
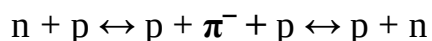
Альфа частки мають низьку проникну здатність і затримуються навіть листом паперу, а їх пробіг від 2 до 9 см і проникнути в організм через шкіру вони не можуть, але потрапивши з водою чи їжею – ушкоджують його.

Бетта частки мають велику проникну здатність. Пробіг їх в біологічній тканині до 0,85 м. Поглинаються шаром алюмінію 5 см та органічним склом.

Гама промені – їх пробіг 2,5 км. Поглинаються шаром алюмінію – 120 см.

Радіоактивні елементи, які живуть частки секунди, не шкідливі. Довго живуче радіонукліди вимірюються роками – вони дуже небезпечні.

Атомне ядро складається з *протонів та нейтронів*. Ці частки розглядаються як два різних стана елементарної ядерної частки, яка має назву - *нуклон*. Дуже висока щільність ядерної речовини (10^{14} г/см³) свідчить про дуже великі сили, які утримують нуклони у ядрі. Ці сили мають назву ядерних сил. Діють вони на дуже малих відстанях (біля 10^{-13} см = 1 фермі). Мається припущення, що квантами ядерних сил є π - мезони (елементарні частки з масою спокою 270 маси електрону с зарядами $+$ 0 $-$). Вважається, що в ядрі відбувається постійне перетворення протон $\leftrightarrow$ нейтрон, завдяки обміну π - мезонами між нуклонами.



Властивості ядра визначаються його складом - числом протонів та нейтронів.

Число протонів характеризує його заряд й належність атома до певного елемента. Іншою важливою характеристикою ядра є масове число (A), яке дорівнює числу нуклонів (протонів (Z) та нейтронів (N)):

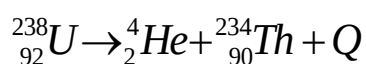
$$A = Z + N$$

Є також припущення, що протони і нейтрони незалежно один від одного заповнюють ядерні шари і підшари на зразок того, як це спостерігається для електронів у електронній оболонці атома.

Нестабільність ядра може бути викликана, як і надмірною масою, так і порушенням співвідношення між протонами і нейтронами. В легких ядрах повинно бути приблизно порівну протонів і нейтронів.

Існують такі типи ядерних перетворень, або види радіоактивного розпаду: α - розпад, β - розпад (електронний, позитронний, електронний захват), внутрішня конверсія, поділ та злиття ядер. При усіх типах радіоактивних перетворень виконуються закони збереження енергії, імпульсу, моменту кількості руху, електричного, баріонного і лептонного зарядів. Однак, при β - розпаді порушується закон збереження парності.

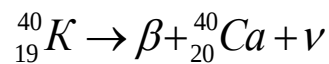
α - розпад характерний для важких ядер, супроводжується викидом з ядра нестійкого елемента α - частинки, яка являє собою ядро атома гелію. При цьому воно втрачає 2 протони й 2 нейтрони і перетворюється в інше ядро, заряд якого менше на 2, а масове число - на 4. Отже, при такому розпаді, відповідно із правилом зміщення, сформульованим Фаянсом і Содді (1913 р), створений дочірній елемент зміщується вліво відносно материнського на 2 клітинки таблиці Менделєєва, наприклад,



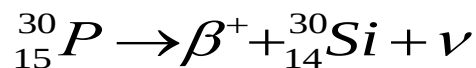
Кінетична енергія α - часток, які викидаються α - радіоактивним ядром мають чітко визначене значення. У більшості α - радіоактивних ядер вона коливається у межах 4 - 9 Мев. Періоди напіврозпаду, у них навпаки, змінюються достатньо сильно: від 10^{-7} с до 2×10^{17} років.

β - розпад буває 3 типів: електронний, позитронний та електронне захоплення.

Якщо в ядрі є надлишок нейтронів ("нейтронне перевантаження ядра"), то відбувається *електронний β - розпад*, при якому один із нейтронів перетворюється в протон, а з ядра вилітає електрон і антинейтрино. При цьому заряд ядра і номер збільшується на одиницю, а дочірній елементи здвигнутий в таблиці Менделєєва на один номер вправо від материнського, а масове число залишається без зміни, наприклад,



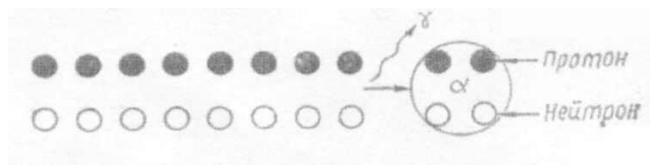
Якщо в ядрі є надлишок протонів, відбувається позитронний β^+ розпад. При цьому ядро викидає позитрон і нейтрино, а один із протонів перетворюється в нейтрон. Заряд ядра і атомний номер зменшуються на 1 і дочірній елемент зміщується на 1 номер вліво від материнського елементу в таблиці Менделєєва. Масове число залишається без змін, наприклад,



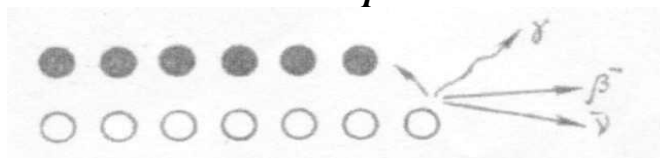
Позитрон, що вилетів з ядра, зриває з оболонки атома "зайвий" електрон, або взаємодіє з вільним електроном, утворюючи пару "позитрон - електрон", яка миттєво перетворюється на 2 γ - кванти з енергією, еквівалентною масі цих частинок. Процес перетворення пари в 2 γ - кванти отримав назву анігіляції (знищення), а виникаюче електромагнітне випромінювання (анігіляційне). В даному випадку відбувається перетворення одної форми матерії - частинок речовини, в іншу форму - γ - фотони. Таким чином, при позитронному розпаді в кінцевому результаті за межі материнського атому вилітають не частинки, а два γ - кванта, кожний з яких має енергію 0,511 MeV, що дорівнює енергетичному еквіваленту маси спокою частинок -позитрону та електрону.

Перетворення ядра може здійснюватись і шляхом електронного захоплення, коли один із протонів ядра захоплює електрон з одної із оболонок атома, частіше всього К - шару і рідше L - шару. Такий процес називають електронним К - або L – захватом.

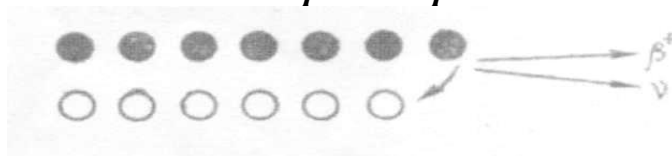
1. Альфа - розпад



2. Бета – розпад



3. Позитронний розпад



4. К – захоплення



Рис. 3 Схема основних типів ядерних перетворень

Порядковий номер нового ядра стає на одиницю меншим, при цьому дочірній елемент в періодичній таблиці Д.І. Менделєєва зміщується на 1 клітинку вліво від материнського, наприклад,

Нукліди (ізотопи)- ядра однакові за числом протонів.

Изотони - ядра однакові за числом нейтронів.

Изобари - ядра однакові за числом нуклонів.

Маса ядра завжди менше за маси протонів і нейтронів, що його утворили.

Різниця між цими величинами називають дефектом маси, який відповідає енергії. Яка виділяється при утворенні ядра із вільних нуклонів і може бути обчислена по формулі Ейнштейна:

$$E = m c^2$$

c^2 дуже велике число ($c = 3 \times 10^8$ м/с), тому це вказує на дуже велику енергію, яка схована у незначній масі. Тому ядерні реакції перебігають зі

змінюю маси. Отже, стійкість атомних ядер і енергію зв'язку нуклонів у ядрі характеризує дефект маси.

Підготувати повідомлення

1. *Що складає природний радіаційний фон і від чого він залежить?*
2. *Назвіть типи ядерних перетворень.*

Питання для самоперевірки:

1. Що таке іонізація?
2. Які ви знаєте типи радіоактивного розпаду? Охарактеризуйте їх.
3. Що може бути джерелом радіоактивності?
4. Які природні радіоактивні елементи ви знаєте?
5. Які штучні радіоактивні елементи ви знаєте?
6. Що таке ядерний розпад і напіврозпад?

Вправи для закріплення матеріалу:

1. Користуючись параметром Бора, визначити які з наведених нуклідів є радіоактивними: ^{223}Fr , ^{222}Ra , ^{131}Xe , ^{209}Po , ^{204}Tl , ^{207}Pb , ^{209}Bi .
2. Визначте число протонів та нейтронів у наступних нуклідах: ^{223}Fr , ^{222}Ra , ^{131}Xe , ^{209}Po , ^{204}Tl , ^{207}Pb , ^{209}Bi .
3. Приведіть приклади нуклідів ізотопів та ізобарів.
4. Який тип ядерних перетворень описує дана схема: $n \rightarrow p + \beta^- + \nu$? Наведіть приклади, склавши відповідні схеми ядерних перетворень.
5. Який тип ядерних перетворень описує дана схема: $p \rightarrow n + \beta^+ + \nu$? Наведіть приклади, склавши відповідні схеми ядерних перетворень.
6. Який тип ядерних перетворень описує дана схема: $h + e \rightarrow p + \beta^+ + \nu$? Наведіть приклади, склавши відповідні схеми ядерних перетворень.
7. Який тип ядерних перетворень описує дана схема: ${}^a_b\text{X} \rightarrow {}^4_2\text{X} + {}^{a-4}_{b-2}\text{X}$? Наведіть приклади, склавши відповідні схеми ядерних перетворень.
8. Яка ядерна реакція перебігає у реакторах атомних електростанцій, як можна керувати швидкістю цієї реакції? Приведіть схему цієї реакції.

9. Яка ядерна реакція відбувається на сонці? Чи можливо цю реакцію провести у земних умовах? Відповідь обґрунтуйте схемами відповідних реакцій.
10. Які нукліди утворюються при нижче приведеному перетворенні:
 $^{140}_{54}\text{Xe}^{\beta^-} \rightarrow X^{\beta^-} \rightarrow X^{\beta^-} \rightarrow X^{\beta^-} \rightarrow {}_{58}\text{X} \rightarrow \dots {}^{94}_{38}\text{X}^{\beta^-} \rightarrow X^{\beta^-} \rightarrow X^{\beta^-} \rightarrow {}^{94}_{40}\text{X}$. Відповідь обґрунтуйте схемами відповідних реакцій.
11. Виходячи з ряду радіоактивних розпадів ^{238}U (додаток 7) складіть відповідні схеми ядерних реакцій.
- Виходячи з ряду радіоактивних розпадів ^{232}Th (додаток 8) складіть відповідні схеми ядерних реакцій

Тема 2. *Дозиметрія, радіометрія*

План.

1. Дози випромінювання. Дозиметричні одиниці.
2. Методи реєстрації іонізуючого випромінювання, типи детекторів, їх характеристика.
3. Класифікація і будова приладів.
4. Методи визначення радіоактивності.

Література. Л.1 ст.190 - 214

Після опрацювання даної теми **студент повинен знати:**

1. Основні методи і способи реєстрації іонізуючого випромінювання і де вони відбуваються.
2. Типи детекторів, їх призначення та принцип роботи.
3. Дозиметричні і радіометричні прилади. В чому їх різниця та їх призначення.
4. Будова приладів.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Під час розгляду цієї теми необхідно засвоїти дози випромінювання і одиниці випромінювання, методи реєстрації і методи вимірювання радіоактивності.

Доза випромінювання та одиниці її вимірювання

Мірою дії будь-якого іонізуючого випромінювання на біологічні об'єкти є величина поглинутої енергії випромінювання, або **доза випромінювання** - величина поглинутої енергії випромінювання на одиницю на одиницю маси опроміненої речовини. В радіобіології розрізняють три види доз:

- 1) поглинута (D_p) - кількість енергії будь-якого виду випромінювання, що поглинається одиницею маси;
- 2) експозиційна (D_x), або фізична - кількість енергії рентгенівського, або γ - випромінювання, що поглинається одиницею маси повітря;

3) еквівалентна (D_n), або біологічна - характеризує оцінку дії різних видів випромінювань на організм людини. Вона введена для нормування дозових навантажень при зовнішньому і внутрішньому опроміненнях людини і для прогнозу біологічних ефектів.

Основною величиною, прийнятою в дозиметрії для оцінки міри дії випромінювання, є поглинута доза.

Поглинута доза випромінювання

Поглинута доза - це відношення величини енергії випромінювання (E), що поглинається деяким об'єктом середовища, до маси (m) цього об'єму, тобто $D_p = E/m$. Одиницею поглинутої дози в СІ є джоуль на кілограм (Дж/кг) або грей (Гр.).

Грей дорівнює поглинутій дозі іонізуючого випромінювання, при якій речовині масою 1 кг передається енергія випромінювання 1 Дж ($Гр = 1 \text{ Дж/кг}$).

Позасистемною одиницею поглинутої дози випромінювання є 1 рад, який дорівнює поглинанню 100 ерг енергії будь-якого іонізуючого випромінювання в 1 г опроміненої речовини: $1 \text{ рад} = 100 \text{ ерг/г} = 10^{-2} \text{ Дж/кг} = 10^{-2} \text{ Гр}$; $1 \text{ Гр} = 100 \text{ рад}$.

Поглинута доза 1 рад утворює в 1 г повітря $1,88 \times 10^{12}$ пар іонів, а оскільки на утворення однієї пари іонів у повітрі в середньому витрачається 34 еВ, то енергетичний еквівалент рада становить $1,83 \times 10^{12} \times 34 \text{ еВ} = 6,22 \times 10^7 \text{ МеВ}$.

Експозиційна доза випромінювання

Експозиційна доза визначається рівнем іонізації повітря або кількістю енергії фотонного випромінювання, яка використана на утворення в одиниці маси або об'єму повітря іонів, що несуть електричний заряд певної величини. Термін «експозиційна доза» встановлена для фізичної характеристики фотонного випромінювання з енергією 1 кеВ до 3 МеВ.

В СІ одиницею експозиційної дози є кулон на кілограм (Кл/кг). Ця одиниця дорівнює експозиційній дозі, при якій у повітрі масою в 1 кг фотонне випромінювання утворює іони, що несуть електричний заряд в 1 Кл кожного знака.

Позасистемною одиницею експозиційної дози є рентген (Р) - експозиційна доза фотонного випромінювання, при якій в 1 см³ повітря (0,001293 г) утворюються іони, що несуть одну одиницю електростатичного заряду кожного знака. При цьому мається на увазі, що заряджені частинки, які утворились під дією фотонного випромінювання, витрачають всю енергію на іонізацію. Дозі 1 Р відповідає утворення $2,08 \cdot 10^9$ пар іонів в 1 см повітря (при 0°C та 760 мм. рт. ст.).

Між одиницями рентген та кулон на кілограм існує таке співвідношення: 1 Кл/кг = $3,88 \cdot 10^3$ Р; $1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4}$ Кл/кг.

Враховуючи середню енергію утворення іонів, легко встановити енергетичний еквівалент рентгена. Оскільки на утворення однієї пари іонів у повітрі в середньому витрачається 34 еВ ($1 \text{ еВ} = 1,6 \cdot 10^{-12}$ ерг), то на утворення $2,08 \cdot 10^9$ пар іонів в 1 см³ повітря (що відповідає дозі в 1 Р) витрачається енергії 0,114 ерг ($2,08 \cdot 10^9 \cdot 34 \text{ еВ} = 7,08 \cdot 10^4 \text{ MeV} = 0,114 \text{ ерг}$).

З розрахунку на 1 г сухого повітря одиниці експозиційної дози в 1 Р відповідає енергії, що дорівнює 88 ерг/г, або $5,48 \cdot 10^7 \text{ MeV}$ ($0,114 \text{ ерг} : 0,001293 \text{ г} = 88 \text{ ерг/г} = 5,48 \cdot 10^7 \text{ MeV}$).

Отже, енергетичний еквівалент рентгена в повітрі дорівнює 88 ерг/г, або $5,48 \cdot 10^7 \text{ MeV}$.

Поглинута й експозиційна дози випромінювання пов'язані між собою таким співвідношенням: 1 Р у повітрі відповідає 0,88 рад, для біологічної тканини $1 \text{ Р} = 0,96 \text{ рад}$. Для того щоб перейти від експозиційної дози, яку вимірюють приладами, до поглинутої дози, треба величину дози в рентгенах помножити на коефіцієнт 0,96.

Якщо, наприклад, експозиційна доза дорівнює 25 Р, то поглинута становить 24 рада ($25 \text{ Р} \cdot 0,96 = 24$).

Експозиційна доза характеризує джерело і поле рентгенівського та γ -випромінювання. Вона є потенційно небезпечною для зовнішнього опромінення людини: людина може увійти в це поле і поглинути певну дозу, а може і не

входити в нього і не опромінюватись. Але поле з конкретною дозою залишається, тому цю дозу вимірюють дозиметричними приладами.

Поглинуту дозу при внутрішньому опроміненні можна визначити тільки за допомогою розрахунків, якщо відомі радіоактивний ізотоп, його вміст в органах і тканинах організму, тривалість опромінення.

При наявності в об'єкті опромінення одночасно α -, β - і γ -випромінюючих ізотопів окремо обчислюють дозу кожного виду випромінювання і добути результати сумують.

Для розрахунку потужності поглинутої дози (Р) в 1 г тканини від β -випромінюючих ізотопів з відомою активністю Д.М. Гродзинський (1984) запропонував таку формулу:

$$P = \frac{3.7 \cdot 10^4 \cdot E_{\beta} A}{6.22 \cdot 10^7} = 0,693 \cdot 10^{-3} \cdot E_{\beta} A, \text{ рад/с},$$

де $3,7 \cdot 10^4$ — кількість розпадів за секунду в одному мікрорюрі;

E_{β} - середня енергія β -частинки;

A - активність ізотопу, мкКі;

$6,22 \cdot 10^7$ - енергетичний еквівалент 1 рада, МеВ.

Приклад: визначити потужність поглинутої дози в 1 г тканини від інкорпорованого в ній 1 мкКі радіонуклідів ^{14}C (середня енергія ^{14}C дорівнює 0,0186 МеВ).

Розв'язання: $P = 0,693 \cdot 0,0186 \cdot 1 \cdot 10^{-3} = 0,011 \cdot 10^{-3} \text{ рад/с}.$

Еквівалентна або біологічна, доза випромінювання

При опроміненні живих організмів виникають ефекти, які визначають ступінь радіаційної небезпеки. Для будь-якого виду іонізуючого випромінювання радіобіологічні ефекти, що спостерігаються, здебільшого прямо пропорцій поглинутій енергії. Але при одній і тій самій поглинутій дозі в тканинах організму біологічний ефект неоднаковий для різних видів іонізуючого випромінювання. Тому знання величини поглинутої дози

недостатньо для оцінки міри радіаційної небезпеки. Прийнято порівнювати біологічні ефекти, зумовлені будь-якими видами іонізуючих випромінювань, з біологічними ефектами, що спричинені рентгенівським випромінюванням, з енергією 220 кеВ і ЛПЕ, яка дорівнює 3 кеВ/мкм.

Рентгенівське випромінювання з енергією 220 кеВ прийнято називати **контрольним**, а для порівняльної оцінки дії іонізуючих випромінювань на живий організм введено поняття **відносна біологічна ефективність** (ВБЕ) - відношення поглинутої дози контрольного випромінювання (D_p), що зумовлює певний біологічний ефект, до поглинутої дози даного виду випромінювання (D_x), яка спричинює той самий ефект:

$$ВБЕ = D_p / D_x$$

Поняття ВБЕ рекомендується використовувати тільки в радіобіології,

Вид випромінювання	К
--------------------	---

оскільки біологічний ефект залежить також від ряду характеристик організму, умов опромінення і розподілу поглинутої дози в різних органах і тканинах.

Для оцінки ефективності випромінювань в умовах великих об'єктів введено поняття **коефіцієнт якості** (К). Цей коефіцієнт показує, у скільки разів радіаційна небезпека даного виду випромінювання більша, ніж контрольного рентгенівського випромінювання.

Рідкоіонізуючі випромінювання з меншим ступенем ймовірності поглинаються ядрами клітин, тому ВБЕ випромінювань з ЛПЕ менше як 10 кеВ низька. При значеннях ЛПЕ, вищих за 10 кеВ/мкм, ВБЕ різко збільшується, а потім зменшується. Зменшення ВБЕ пояснюється неефективністю витрат енергії випромінювання при багаторазових іонізаціях, що виникають в ураженому ядрі.

Еквівалентна доза (D_n) - це добуток поглинутої дози на середній коефіцієнт якості іонізуючого випромінювання в елементарному об'ємі біологічної тканини стандартного складу:

$$D_n = D_p * K$$

Значення коефіцієнтів якості К для різних видів випромінювань наведено в таблиці 1.

Рентгенівське і γ -випромінювання	1
Електрони і позитрони, β -випромінювання	1
Протони з енергією 10 MeV	10
Нейтрони з енергією 20 кеВ	3
Нейтрони з енергією 0,1-10 MeV	10
α -випромінювання з енергією 10 MeV	20
Важкі ядра віддачі	20

Таблиця 1. Коефіцієнти якості різних видів іонізуючих випромінювань

Одиниця еквівалентної дози в СІ - зіверт (Зв), що визначає кількість енергії будь-якого виду іонізуючого випромінювання, поглинуту 1 кг біологічної тканини, при якій спостерігається такий самий біологічний ефект, що й при поглинутій дозі в 1 Гр контрольного випромінювання.

Позасистемна одиниця еквівалентної дози - бер (біологічний еквівалент рентгена). Це енергія будь-якого виду випромінювання, поглинута 1 г біологічної тканини, при якій спостерігається такий самий біологічний ефект, що й при поглинутій дозі 1 рад контрольного випромінювання. Співвідношення між одиницями еквівалентної дози такі: 1 Зв = 100 бер; 1 бер = 10^{-2} Зв.

Розподіл еквівалентної дози в тканині при зовнішньому опроміненні організму досить нерівномірний. Для γ -випромінювання найбільша еквівалентна доза створюється поблизу поверхні тіла, для нейтронів - на глибині кількох сантиметрів від поверхні.

Методи реєстрації іонізуючого випромінювання, типи детекторів, їх характеристика.

Методи реєстрації радіоактивного випромінювання вперше виникли для визначення концентрації радіації навколишнього середовища. Ці методи ґрунтуються на первинних і вторинних ефектах.

До первинних ефектів належать іонізація повітря.

До вторинних ефектів – зміна фізико-хімічних властивостей речовини. Ці ефекти відбуваються при взаємодії повітря або хімічних речовин в детекторах,

де енергія випромінювання перетворюється в інші енергії зручні для реєстрації, наприклад, іонізація повітря – напрям струму, спалах світла – кванти.

Розрізняють п'ять методів реєстрації іонізуючого випромінювання:

- a. Іонізаційний
- b. Сцинтиляційний
- c. Люмінесцентний
- d. Фотографічний
- e. Хімічний

Іонізаційний – Ґрунтується на іонізації повітря, газу, твердих речовин з утворенням негативних і позитивно заряджених іонів.

Сцинтиляційний – Полягає в реєстрації спалахів світла, що уловлюється фотоелементом і передаються на реєструючу апаратуру.

Люмінесцентний – Ґрунтується на ефектах люмінесценції, що виникають у деяких твердих тілах, кристали яких активовані іонами срібла, калію або марганцю.

Фотографічний – Ґрунтується на хімічних змінах речовин, що під дією випромінювання деяких солей, бромного срібла виникає почорніння фотоемульсій.

Хімічний – Баується на зміні кольору при взаємодії речовини з радіоактивними елементами в результаті чого утворюються нові хімічні речовини.

Класифікація і будова приладів

Іонізаційні камери

Найпростішою є іонізаційна камера заповнена повітрям або газом; в ній два ізольовані електроди, що зв'язані з опором та джерелом струму. Випромінювання, яке надходить у камеру, викликає іонізацію повітря з утворенням позитивно заряджених іонів і електронів. Якщо до катоду й аноду прикласти напругу близько 170 – 350 В, при якій всі носії зарядів досягатимуть електродів, то виникне іонізаційний струм насичення, який є сталим незалежно

від прикладеної до камери напруги. При збільшенні напруги камери працюють в імпульсному режимі (див. Рис. 4)

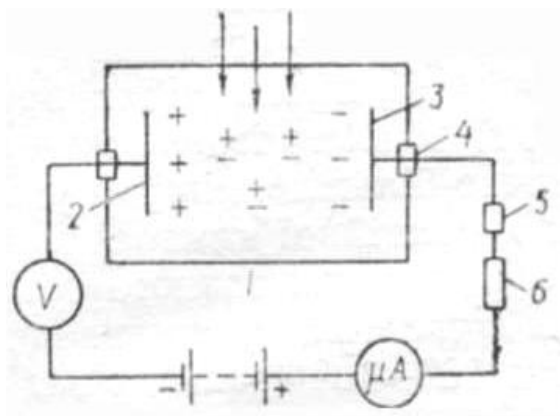


Рис. 4 Схема вмикання іонізаційної камери:

1 – камера; 2 – катод; 3 – анод; 4 – ізолятор; 5 – опір навантаження; 6 – підсилювач

Пропорційні лічильники

При збільшенні напруги іонізаційній камері до 360 – 750 В утворені під дією випромінювання електрони прискорюються електричним полем і стикаючись з молекулами газу зумовлюють вторинну іонізацію. Кількість пар іонів, що виникли в результаті ударної іонізації, пропорційна прикладеній до електронів напрузі. При цьому імпульс струму, який виникає в режимі роботи іонізаційної камери, легко зареєструвати. Лічильники, які працюють в ділянці, називаються **пропорційними**. Для заповнення їх використовують метан або суміш метану й аргону, а також інші гази. Вони бувають циліндричні і торцеві.

Лічильники Гейгера-Мюллера

Газорозрядні лічильники конструктивно мало чим відрізняються від пропорційних. Головна відмінність полягає в тому, газорозрядний лічильник наповнений інертним газом при зниженому тиску, а також мала площа аноду силових ліній, що мають велику щільність. Тому в цій частині напруга електричного поля досягає значень зони Гейгера (див. Рис. 5).

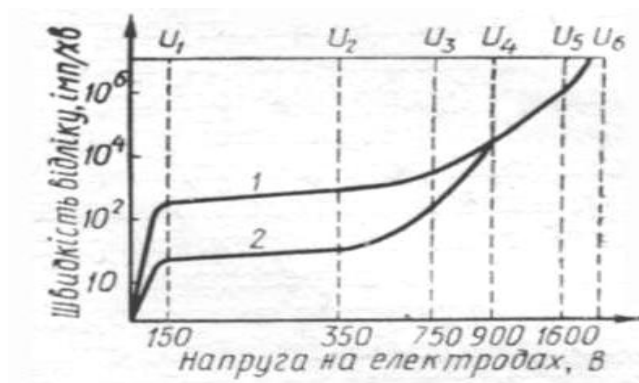


Рис. 5 Залежність швидкості лічби від напруги поля:

$U_1 - U_2$ – ділянка струму насичення; $U_2 - U_3$ – ділянка пропорційності;
 $U_3 - U_4$ – ділянка відносної пропорційності; $U_4 - U_5$ – ділянка Гейгера – Мюллера; $U_5 - U_6$ – безперервний розряд.

Розрізняють самогасні – для розриву розряду в газ додають пари спирту, які звільняють газовий об'єм від важких позитивно заряджених іонів.

Самонегасні – розряд припиняється включенням у схему високоомного опору для зняття прикладеної напруги; застосовують для реєстрації бета випромінювань.

Напівпровідникові лічильники

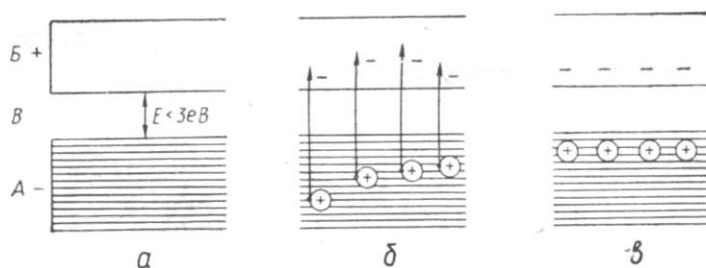


Рис. 6 Структура енергетичних зон напівпровідника:

a - валентна, $б$ – заборонена, $в$ – провідності.

Напівпровідниковий, як лічильник ядерних випромінювань, є аналогом іонізаційної камери, але в основі його дії лежить іонізація атомів твердого тіла. Результатом іонізації в напівпровіднику є поява електронних дір.

Згідно з зоною теорією твердого тіла, у напівпровіднику виділяють зону, заповнену електронами, валентну зону і зону вільну від електронів, зону провідності, що розділені забороненою зоною або енергетичною відстанню.

У напівпровіднику з кремнію енергія іонізації дорівнює 3,5 eV, а з германію – 2,94 eV.

Оскільки одержання чистих кристалів германію і кремнію дуже трудомісткий та дорогий процес, у практичній дозиметрії часто використовують домішкові напівпровідники.

Домішкові напівпровідникові детектори широко застосовуються в спектрометрії заряджених частинок і γ – квантів. Використовують їх в дозиметрії іонізуючих випромінювань.

Сцинтиляційні лічильники

В загальному вигляді сцинтиляційний детектор складається з сцинтилятора.

- 1 – світлонепроникний
- 2 – кристал сцинтилятора;
- 3 – спалах світла;
- 4 – світловід; корпус;
- 5 – фотокатод;
- 6 – фокуруючий електрод;
- 7 – фотоелектрон;
- 8 – діоди;
- 9 – анод ФЕМ;
- 10 – розподільник напруги;
- 11 – імпульс струму на виході.

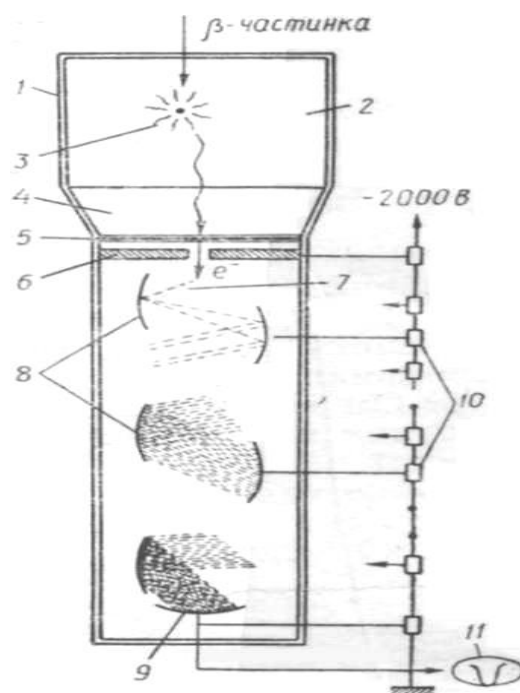


Рис. 7 Схема сцинтиляційного детектора

При потраплянні в сцинтилятор високо енергетичної частинки або кванта виникає світловий спалах - сцинтиляція. Фотони світлового спалаху через світловід потрапляють на фотокатод, який складається з солей, сурми і цезію або вісмуту срібла і цезію, що нанесені запиленням на внутрішню поверхню колби ФЕМ, і внаслідок фотоефекту зумовлюють появу в середині ФЕМ фотоелектронів.

Сцинтилятори мають перевагу перед іншими лічильниками:

- 1. Висока ефективність лічби.

2. Має можливість вимірювати високоактивні радіонукліди з малим розпадом ядер.

3. Ці лічильники мають захист свинцевий і алюмінієвий, в деяких випадках гумовий, що зменшує наявність радіонуклідів навколишнього середовища.

Всі прилади радіометричного контролю за будовою однакові, але за призначенням поділяються на чотири групи: дозиметри, рентгенометри, радіометри і гамма-спектрометри.

Дозиметри – прилади, призначенні для визначення індивідуальної дози зовнішнього опромінення. Шкала цих приладів відградуєвана в рентгенах, мілірентгенах або Бер.

Рентгенометри – прилади для визначення потужності дози фотонного випромінювання, шкала відградуєвана в одиницях експозиційної і еквівалентної дози. Рентгенометри використовують не тільки для оцінки гамма-фону, а для контролю захисту при роботі з відкритими та закритими джерелами випромінювання, для оперативної оцінки забруднення території для визначення концентрації радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища. Шкала цих приладів градуєвана в Р/год та МР/год.

Радіометри – прилади для визначення інтенсивності потоку альфа- чи бета-частинок. За кількістю їх визначають концентрацію радіонуклідів (питому активність). Шкала відградуєвана в імпульсах розпаду за секунду.

Гамма-спектрометри - прилади для визначення потужності фону гамма-ізіотопного складу. Ці прилади обладнані цифро-друкуючими пристроями, що дає можливість автоматизувати процес.

Прилади універсальні які виконують функції дозиметра і рентгенометра ДКС – 04, СРП – 68-01, СРП – 88, МКС – 01, «Прип'ять», тому частину їх позначають термінами.

Прилади бувають загального дозиметричного контролю та індивідуального.

Будова приладів.

За будовою дозиметричні прилади складаються з:

1. лічильника ядерних випромінювань (детектора), де відбувається реєстрація радіоактивних атомів.
2. перетворювального пристрою – де енергія випромінювання перетворюється в іншу зручну для заміру. Для цього застосовують трансформатори, електронні лампи та інші.
3. вимірювального пристрою, що видає цифрову інформацію електропроменевої трубки. Використовують стрілкові прилади (амперметри) електромеханічні лічильники
4. джерелом живлення переносних можуть бути сухі елементи (акумулятори), стаціонарних – електрична мережа.

Методи визначення активності

Для визначення істинної активності зразка, вираженої в одиницях активності (бекерель або порі), використовують один з трьох основних методів її визначення: абсолютний, розрахунковий чи відносний.

Абсолютний метод визначення активності препаратів полягає в тому, що досліджувальний радіоактивний препарат вміщують всередину детектора іонізуючих випромінювань або в умови чотирипійної геометрії лічби.

У цьому випадку всі частинки, що вилітають з ядра при його розпаді, будуть зареєстровані, оскільки вони знаходяться в оточенні атомів і молекул речовин, з яких складається детектор, чи в умовах геометрії 4л. Кількість імпульсів струму, зареєстрованих від препарата радіометричною установкою, співпадає з кількістю актів розпаду ядер за одиницю часу-активністю.

При абсолютному методі визначення активності застосовують газопроточні лічильники, через які протікає інертний газ разом з радіоактивними речовинами досліджуваного зразка, які знаходяться в газоподібному стані, наприклад лічильник СА-4 БФЛ. Як такі лічильники можуть бути використані рідкі сцинтилятори, в яких розчинений досліджувальний зразок. Даний метод не набув широкого практичного застосування через складність приготування проб для радіометрії.

Розрахунковий метод ґрунтується на реєстрації імпульсів, що надходять з лічильника на перерахунковий пристрій, і подальшої обробки одержаних цифрових показників.

При радіометрії лічильник уловлює не всі матеріальні частинки, які виникають при розпаді атомів радіоактивного елемента, а тільки ті, які потрапили в його робочий об'єм. Тому кількість зареєстрованих імпульсів за одиницю часу буде меншою, ніж дійсна кількість ядерних розпадів, що відбуваються. Щоб встановити істину активність препарата за одержаною швидкістю лічби, треба визначити поправочний коефіцієнт, які враховують втрати випромінювання при вимірюванні, і ввести їх у формулу розрахунку активності.

Формула для визначення істинної активності, **Кі/кг**, має такий вигляд:

$$A = \frac{I_0 * 1 * 10^6}{\omega \epsilon \kappa \rho q r t * 2,22 * 10^{12}}$$

де, I_0 - швидкість лічби від проби, імп./хв., за винятком фону;

ω - поправка на геометричні умови вимірювання (телесний кут);

ϵ - поправка на дозволений час лічильної установки;

κ - поправка на поглинання випромінювання в шарі повітря і вікні лічильника;

ρ - поправка на самопоглинання в товщі препарата;

q - поправка на зворотне розсіювання від підложки;

r - поправка на схему розпаду;

γ - поправка на гама-випромінювання (при змішаному бета- і гама-випромінюванні);

t - наважка вимірюваного препарата, мг;

10^6 - перевідний коефіцієнт мг/кг проби;

$2,22 * 10^{12}$ - перевідний коефіцієнт від кількості розпадів за хвилину до одиниці кюрі.

Відносний метод полягає в порівнянні швидкостей лічби від препарата з відомою активністю (еталона) зі швидкістю лічби вимірювальної проби,

одержаних в однакових умовах вимірювання. Швидкість лічби не тотожна активності, але пропорційна їй за відношенням як до еталона, так і до вимірювальної проби. Цю пропорцію можна виразити рівнянням.

$$\frac{A_{em}}{I_{em}} = \frac{A_{np}}{I_{np}}$$

де, A_{em} і A_{np} - активність еталона і проби;

I_{em} і I_{np} - швидкість лічби від еталона і проби.

За цим рівнянням можна оцінити активність проби:

$$A_{np} = \frac{A_{em} I_{np}}{I_{em}}$$

Завдяки простоті, швидкості виконання, достовірності відносний метод набуває широкого використання в радіометрії радіоактивних речовин і препаратів. Точний результат визначення активності за допомогою відносного методу можна одержати при вимірі відповідного еталона і препарата в абсолютно однакових умовах.

Вибір еталона

Препарат, який використовується як еталон, повинен відповідати таким вимогам: вид випромінювання має бути таким самим, як і в досліджувальній пробі; енергія випромінювання - однаково або близькою як еталона, так і проби; енергія випромінювання - однаковою або близькою як еталона, так і проби; схема розпаду ізотопів в них не повинна істотно відрізнятись. Кращим еталоном вважається препарат, який містить той самий ізотоп, що й досліджувана проба. Якщо такої можливості не має, то використовують еталон, виготовлений з іншого ізотопу, але з урахуванням вказаних вище вимог.

Умови вимірювання

Швидкість лічби від еталона і препарата вимірюють у суворо однакових умовах: на одному приладі з одним і тим самим детектором, на підніжках за товщиною і розміром, на однаковій відстані від джерела і досліджуваного препарата, товщина шару еталона і проби повинна бути однаковою або дуже

близькою. Ідентичність умов радіометрії еталона і препарата дає можливість розрахувати його питому або об'ємну активність без внесення його поправочних коефіцієнтів на втрати випромінювання при вимірюванні.

При визначенні бета-активності вимірювану пробу й еталон наносять на підкладинку тонким, проміжним або товстим шаром. У тонкому шарі вимірюють альфа-випромінюючі ізотопи, а також сумарну бета-активність проб, які мають малу концентрацію або малу енергію ізотопів.

Товщина тонкого шару - менш ніж 25 мг препарата, нанесеного на площу 1 см² (мг/см²). У проміжному шарі (25 - 100 мг/см²) досліджують сумарну бета-активність більшості кормів і продуктів живлення за їх зольним залишком (приблизно 1,5 - 2,0 г/см²) експрес-методами визначають сумарну бета-активність. Проби й еталон при визначенні не зважується.

Проведення вимірів у товстому шарі

Радіометрію еталона і зразків проводять у свинцевих будиночках, що істотно підвищує точність вимірювань. Спочатку вимірюють фонову швидкість лічби імпульсів, зумовлену фоном лічильника і свинцевого захисту (**I_ф**). Для цього чистий матеріал або кювету висотою не менш як 1 см до країв заповнюють дистильованою водою і розмішують під робочим вікном лічильника на відстані 0,5 - 1 см від нього, потім визначають кількість імпульсів струму в (**N_ф**) за час проведення вимірювань (**t**):

$$I_{\phi} = N_{\phi} / t$$

Потім у чистий матеріал або вимірювальну кювету занурюють еталон і визначають швидкість лічби імпульсів (**I_{ет}**) від нього:

$$I_{et} = N_{et} / t$$

Аналогічно оцінюють швидкість лічби імпульсів від досліджуваної проби (**I_{пр}**):

$$I_{np} = N_{np} / t$$

Від результатів визначення швидкості лічби імпульсів еталона і проби віднімають фонову швидкість лічби і визначають істинну швидкість лічби імпульсів від еталона і проби (**$I_{o.ет}$ і $I_{o.пр}$**):

$$I_{o.ет} = I_{ет} - I_{ф}$$

$$I_{o.пр} = I_{пр} - I_{ср}$$

Розрахунок питомої (об'ємної) активності (**q**) зводиться до множення істинної швидкості лічби імпульсів і коефіцієнт зв'язку (**K**):

$$q = I_{o.пр} K$$

Розраховують перехідний коефіцієнт за формулою:

$$K = A_{ет} / I_{o.ет}.$$

Якщо активність еталона при розрахунку не відповідає стандарту - пробу знищують.

Питання для самоконтролю:

1. Які мета і завдання дозиметричного контролю ви знаєте?
2. Які ви знаєте методи реєстрації іонізуючого випромінювання?
3. Які існують типи детекторів? Принципи їх роботи.
4. Для чого призначені прилади індивідуального та загального дозиметричного контролю?
5. Класифікація приладів дозиметричного контролю.
6. Будова приладів.
7. В чому особливість рентгенометрів?

Вправи для закріплення матеріалу:

1. Основне забруднення замкнених водойм Чорнобильської зони відбулось у перший рік після аварії на АЕС. У донних відкладеннях озера Азбучин, у 1999р. знайдено $1,1 \times 10^7$ Бк/м² ¹³⁷Cs ($T_{1/2} = 30$ років). Визначити щільність випадань цього радіонукліду м² озерного дна за станом на 1986 – 87 рр.
2. У зразках ґрунту знайдено 390 н Кі/кг ¹³⁷Cs ($T_{1/2} = 30$ років). Визначити активність зразків через 10, 20, 30, 50, 75 та 100 років.

3. У зразках ґрунту знайдено $250 \text{ Кі/кг } ^{238}\text{Pu}$ ($T_{1/2} = 87,74$ років). Визначити активність зразків через 10, 20, 30, 50, 75 та 100 років.
4. Середня щільність забруднення ложа оз. Глибоко, що в Чорнобильській зоні відчуження – $6,3 \times 10^4 \text{ Бк } ^{241}\text{Am}$ ($T_{1/2} = 442,2 \text{ р.}$) та $7,4 \times 10^4 \text{ Бк } ^{238+239+241}\text{Pu}$ ($T_{1/2} = 87,74\text{р.}, 24065\text{р.}, 442,2\text{р.}$) на 1м^2 . Визначити в якому році отримані ці дані.
5. Після дощу активність ^{222}Rn ($T_{1/2} = 3,8235$ діб.) у 1м^3 надґрунтовому повітрі дорівнює нулю. Розрахувати скільки цього нукліду у надґрунтовому повітрі буде утворено через 10 годин безвітряної сухої погоди за умови що активність ^{226}Ra в ґрунті – 140 кБк/м^2 .
6. У плодових тілах грибів було знайдено $30000 \text{ Бк/кг } ^{90}_{38}\text{Sr}$, Визначити активність зразків через 10, 30, 50, 100 років.
7. Сучасна та минула радіоактивність довкілля складається за рахунок 4 основних природних радіонуклідів ^{40}K ($T_{1/2} = 1,32 \times 10^9$ років), ^{235}U ($T_{1/2} = 703,8 \times 10^6$ років), ^{238}U ($T_{1/2} = 4,468 \times 10^9$ років), ^{232}Th ($T_{1/2} = 1,405 \times 10^{10}$ років), зміна радіоактивності в історії землі – важливий екологічний чинник, правильне розуміння якого лягло в основу задачі запропонованої А.Г.Перцовим. Відсоток названих нуклідів у нуклідній суміші складає 0,01; 0,7; 99,3; 100 відповідно. Сучасний питомий вміст у континентальній літосфері калію – 1,8%, урану $1,5 \times 10^{-4}$, торію – $7,3 \times 10^{-4}$. Розрахувати коефіцієнт відносних змін радіоактивності Землі від теперішнього часу до утворення планети, заповнити таблицю приймаючи сучасну радіоактивність за одиницю.

Інтервал часу	Вік, млн.р.	Коефіцієнт відносного зменшення радіоактивності			
		^{40}K	^{235}U	^{238}U	^{232}Th
Утворення сонячної системи	5000				
Утворення твердої земної кори	2000				
Архей	1500				
Девон	400				
Карбон	300				
Кінець третинного періоду (поява людини)	0,5				
Наш час	0	1	1	1	1

Тема 3. *Проникнення продуктів радіоактивного розпаду в ґрунт*

План:

1. Міграція радіонуклідів у екологічні породи та ландшафти.

Мета заняття:

Література. Л.1 ст. 104-121, Л. 3 ст. 18 - 31 Л.5 ст. 81-90.

Періодичні видання:

Газета „Голос України" №2 1998 р. „Єхо Чернобыля ".

Нормативні акти:

Рекомендації міжнародної комісії з радіоактивного захисту (МКРЗ) 1989-1998 р.;

Міжнародні основні норми безпеки для захисту від іонізуючого випромінювання серія „Безпека" № 115;

Нормативно-технічний документ „Критерії захисту населення у випадку аварії ядерного реактора", 1980 р.

Після опрацювання даної теми **студенти повинні знати:**

1. Порогову норму забруднення радіоактивними речовинами об'єктів.
2. Вимоги до охорони здоров'я людини від можливої шкоди, що пов'язана з опроміненням і джерелами іонізуючого випромінювання.
3. Які радіонукліди ядерного розпаду проникають в ґрунт.
4. Хімічні аналоги радіонуклідів.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Основні поняття: міграція, коефіцієнт нагромадження, коефіцієнт переходу.

Розкриваючи сутність проблеми доцільно користуватись підручниками, в яких повно та аргументовано висвітлено матеріал.

Радіоактивні речовини, які потрапляють в атмосферу, поступово випадають на поверхню Землі. Залежно від характеру викиду продуктів поділу, породних умов, ґрунтового покриття, хімічних та фізичних властивостей радіонуклідів їх кількість у сільськогосподарських об'єктах може коливатися в дуже широкому діапазоні.

Важливу роль у поширенні радіоактивних речовин відіграють атмосферні опади і рух повітря. В зв'язку з цим розрізняють "вологе" (находження речовин на поверхню землі з дощем і снігом) і "сухе" (осідання частинок лише під впливом сили тяжіння) випадання радіоактивних речовин.

Атмосферні опади можуть у десятки разів прискорювати випадання радіоактивних речовин. Дуже впливає на їх поширення рух повітря. Вітром радіоактивні речовини швидко поширюються на тисячі кілометрів від місця викиду й іноді випадають у несподіваних місцях.

Радіоактивні речовини, що випали на поверхню земної кулі, стають складовою частиною біологічних циклів природного кругообігу речовин, потрапляють через харчові ланцюжки в людський організм. Вони концентруються на трьох головних об'єктах: ґрунті, рослинах і у водоймах. З поверхні ґрунту радіоактивні речовини, розчиняючись в атмосферних опадах чи поливних водах або механічно з током води, потрапляють у підземні води. Швидкість їх вертикальної міграції (углиб ґрунту) залежить від багатьох факторів і насамперед від кількості атмосферних опадів, фізико-механічних та фізико-хімічних властивостей ґрунту, розчинності радіоактивних речовин. Так. У зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах легкого механічного складу на кінець 1992 р. 90% кількості усієї радіоактивності припадало лише на 10 см шар ґрунту. На ґрунтах більш важкого механічного складу з багатим вбирним комплексом вертикальна міграція радіонуклідів відбувається ще повільніше.

Радіоактивні опади у вигляді аерозолів з об'ємною масою, як правило, більше одиниці, потрапляючи на поверхню водойм, швидко опускаються на дно, концентруючись у мулових відкладеннях, де їх може нагромаджуватись 95 - 98% від загальної кількості радіоактивних опадів на водяне дзеркало. Проте частина їх часом розчиняється у воді, забруднюючи її.

Радіоактивні речовини, що потрапили на рослини, можуть адсорбуватись їх поверхнею шляхом дифузії або проникати всередину рослин через продири, залучаються в шляхи руху речовин і нагромаджуються в органах, які мають господарське і харчове значення. Найактивніше радіоактивні речовини поглинаються листям (листо́ве поглинання), суцвіттям (флоральне поглинання) та поверхневим корінням (поглинання з дернини).

Для багатьох видів важливим є також флоральне поглинання. Обсяг його залежить від розміру квітки, її форми, місця розміщення (в суцвітті, на рослині). Як правило, великі квіти розоцвітих, суцвіття хлібних злаків, розміщені на відкритих частинах рослин, вбирають більше радіоактивних речовин, ніж рослини, що мають невеликі квітки, розміщені поодинокі. При флоральному поглинанні можливе механічне захоплення радіоактивних частинок елементами квітки і послідовне проникнення їх у плід. Поглинання за допомогою поверхневого коріння властиве тільки для рослин, які мають таке коріння.

Значна, якщо не більша, частина радіоактивних речовин потрапляє в рослини через кореневу систему.

В організм сільськогосподарських тварин радіоактивні речовини потрапляють переважно із забрудненим кормом та водою відкритих водойм. В організм людини радіоактивні речовини можуть потрапляти з їжею або з водою. Вважається, що головним джерелом їх є продукція тваринництва, особливо молоко та молочні продукти (60-90%). Проте, за оцінками деяких дослідників, до 50% радіоактивних речовин може

надходити з рослинною їжею. Частка радіоактивних речовин, що потрапляють в організм людини через органи дихання після радіоактивних опадів, незначна.

Більшість радіоактивних речовин не потрапляє у продукти тваринного походження, а разом з екскрементами повертається у ґрунт і може знову надходити у рослини. Так само можуть повертатися у ґрунт разом з компостами, попелом та рослинними рештками радіоактивні речовини, які нагромаджуються в рослинах. На суходолі радіоактивні речовини переносяться харчовими ланцюжками рослина - людина, рослина - тварина - людина і навіть ґрунт - рослина - тварина - людина так швидко, що навіть ті з них, період напіврозпаду яких становить кілька діб (наприклад ^{131}I - 8 діб), можуть нагромаджуватись у людському організмі в значних кількостях.

Коли забруднену воду рослини, тварини, людина не використовують безпосередньо, шляхи міграції розвинених в ній радіоактивних речовин подовжуються (вода - планктон - бентос - невеликі риби - промислові риби - тварина чи людина) або зменшуються (вода - водяні рослини - риби - тварина чи людина). Тому в харчовій продукції прісних і морських водойм міститься менше радіоактивних речовин, ніж у продукції, яку виробляють на суші.

Розрахунок вмісту радіонуклідів у природних середовищах

Приклад.

При лісових пожежах із деревини у довкілля звільняються радіонукліди, що нагромаджені корою, глицею або листям. На ділянці соснового лісу 35 річного віку запаси біомаси дерев складають 89 т/га. На кору зі стовбурів припадає 11% біомаси, на глицю - 10%. Питома активність кори за ^{137}Cs - 19000 Бк/кг, за ^{90}Sr - 12000 Бк/кг. Питома активність глиці за ^{137}Cs - 5300 Бк/кг, за ^{90}Sr - 21000 Бк/кг. Визначити запаси ^{137}Cs та ^{90}Sr у корі та глиці на 1 га лісу.

Розв'язання.

1) Складаємо пропорції для визначення запасів біомаси на дослідній ділянці

$$11 \times 89/100 = 9,79 \text{ (т/га) кори,}$$

$$10 \times 89/100 = 8,7 \text{ (т/га) глиці.}$$

2) Визначаємо запаси ^{137}Cs у корі:

$$9,79 \times 1000 \times 19000 = 186 \times 10^6 \text{ (Бк).}$$

3) Визначаємо запаси ^{90}Sr у корі:

$$9,79 \times 1000 \times 12000 = 117,5 \times 10^6 \text{ (Бк).}$$

4) Визначаємо запаси ^{137}Cs у глиці:

$$8,7 \times 1000 \times 19000 = 165,3 \times 10^6 \text{ (Бк).}$$

5) Визначаємо запаси ^{90}Sr у глиці:

$$8,7 \times 1000 \times 12000 = 104,4 \times 10^6 \text{ (Бк).}$$

Відповідь.

$$^{137}\text{Cs} \text{ кора} - 186 \times 10^6 \text{ (Бк), глиця} - 165,3 \times 10^6 \text{ (Бк);}$$

$$^{90}\text{Sr} \text{ корма} - 117,5 \times 10^6 \text{ (Бк), глиця} - 104,4 \times 10^6 \text{ (Бк).}$$

Коефіцієнт нагромадження та переходу

Існує кілька методів оцінки можливого забруднення врожаю сільськогосподарських культур радіоактивними речовинами.

Найпоширеніший з них полягає у використанні коефіцієнта накопичення (K_n) радіоактивних речовин продуктивними органами рослин, які ростуть на різних ґрунтах. За цим показником кількість радіонукліду в 1 кг сухої чи вологої речовини рослин дорівнюватиме добутку від множення його вмісту в 1 кг відповідно сухого чи вологого ґрунту на K_n . Порівнюючи це значення з допустимими рівнями забруднення даним радіонуклідом продуктів харчування, можна зробити висновок про можливість вирощування тієї чи іншої культури в даних умовах радіоактивного забруднення.

Цей метод можна використати для прогнозування нагромадження у рослинах ^{137}Cs і будь-яких інших радіонуклідів. Для цього слід знати значення їх K_n . Чим точнішими і диференційованими будуть значення K_n

окремих радіоактивних ізотопів, тим з більшою точністю можна передбачити їх можливе накопичення в продукції рослинництва.

Існують також інші способи прогнозування надходження радіоактивних речовин у врожай сільськогосподарських рослин, проте всі вони потребують попередньої спеціальної роботи щодо оцінки різних коефіцієнтів і показників, а інколи й проведення спеціальних лабораторних досліджень.

На аналогічних розрахунках ґрунтуються і методи прогнозування надходження і накопичення радіоактивних речовин в організмі сільськогосподарських тварин. Існують коефіцієнти переходу і накопичення радіонуклідів у різних тканинах тварин, які враховують їх вміст в кормах і дають змогу визначити вміст у продукції тваринництва.

Надходження радіоактивних речовин у сільськогосподарські рослини, а з ними в організм тварин залежить від багатьох факторів, про які вже говорилося вище, і насамперед від майже непередбачених погодних умов року. Тому всі методи прогнозування надходження радіонуклідів у продукцію рослинництва і тваринництва досить відносні і дають лише приблизне уявлення про можливе її забруднення. Коефіцієнт нагромадження та переходу визначається за формулою:

$$K_n = C_b / C_c;$$

де K_n - коефіцієнт нагромадження, C_b - поміряна активність у біоті, C_c - поміряна активність у субстраті.

Приклад.

Питома активність ^{137}Cs у препараті макрофітів складає 6,5 Бк/г. Питома активність ^{137}Cs у воді озера - 20 Бк/л. Визначити коефіцієнт нагромадження радіонукліда макрофітами.

Розв'язання.

Коефіцієнт нагромадження (K_n) визначається за вищенаведеною формулою: $K_n = (6,5 \times 1000)/20 = 325$.

Відповідь: 325.

Приклад.

Питома активність ^{137}Cs у м'яких тканинах корови, що була вирощена в Чорнобильській зоні відчуження, складає 930 Бк/кг, питома активність у кістках - 170 Бк/кг. Кісткова тканина тварини складає 18% від загальної маси тіла. Визначте питому активність всього тіла.

Розв'язання.

1) Треба спочатку визначити, скільки кілограмів кожного типу тканини на 1 кг тіла тварини:

$$18 \times 1/100 = 0,18 \text{ (кг)}$$

$$100 - 18 = 82\% \text{ м'язової тканини,}$$

$$82 \times 1/100 = 0,82 \text{ (кг).}$$

2) Знайдемо активність кожного типу тканини на 1 кг тіла тварини:

$$930 \times 0,82 = 762,6 \text{ (Бк/кг),}$$

$$170 \times 0,18 = 30,6 \text{ (Бк/кг).}$$

3) Визначимо питому активність усього тіла:

$$762,4 + 30,6 = 793,2 \text{ (Бк/кг).}$$

Відповідь. 793,2 (Бк/кг).

Коефіцієнт дискримінації

Найбільш інтенсивно накопичуються гідробіонтами такі радіоактивні ізотопи як ^{59}Fe , ^{60}Co , Zn , ^{90}Y , ^{95}Zr , ^{144}Ce , ^{147}Pr , ^{97}Mg .

Коефіцієнти накопичення для цих елементів досягають десятків тисяч одиниць в перерахунку на суху масу. Меншою мірою накопичуються радіонукліди ^{35}S , Ca , ^{51}Cr , ^{71}Ge , ^{106}Rb , ^{90}Sr , ^{115}Cd , K для яких не перевищують кількох сотень одиниць.

Рівень накопичення радіонуклідів визначається не тільки фізико-хімічними властивостями радіонуклідів, а й біологічними властивостями різних гідро біонтів. Серед гідро біонтів виділяють окремі види, які є специфічними щодо накопичення тих чи інших радіонуклідів. Порівняння

різних груп гідро біонтів за їхньою накопичувальною здатністю показало, що рослини мають більші K_n ніж тварини, а одноклітинні й нитчасті водорості накопичують радіонукліди більше, ніж вищі рослини.

Дослідження коефіцієнтів накопичення природних радіонуклідів ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra для прісноводної флори виявило, що середній K_n для ^{238}U у вищих рослин ($K_n = 80$) значно більший, ніж у водоростей ($K_n = 9$). Для ^{226}Ra у вищих рослин K_n становить 120 і також дещо вищий, ніж в одноклітинних і нитчастих водоростей ($K_n = 55$), а для ^{232}Th спостерігається протилежне: найбільший K_n (120) виявлений в одноклітинних водоростях. За накопиченням усіх природних радіонуклідів в цілому перше місце посідають одноклітинні водорості ($K_n = 200 - 600$).

У водоймищах радіонукліди активно поглинаються не тільки живими організмами, а й частинами тварин і рослин, що відмирають, при утворенні детриту. Для ^{137}Cs , ^{90}Sr у живих і відмерлих рослин K_n практично не відрізняються, а для ^{106}Ru , ^{144}Ce у відмерлих рослин вищі, ніж у живих. Унаслідок цього останні радіонукліди міцно захоронюються в донних відкладеннях, а ^{137}Cs , ^{90}Sr відносно легко можуть десорбуватися з донних відкладень і залучатися до біологічного кола обігу.

Проведені численні дослідження K_n для штучних радіонуклідів за умов акваріума й природного озера дали схожі результати. При цьому з'ясувалося, що в природних умовах K_n , як правило, більший ніж лабораторних. Отже найбільший K_n мають рослини, що плавають на поверхні води, а найменший - прибрежно-водяні та занурені у воду і прикріплені до дна.

Серед великої кількості чинників, що впливають на K_n радіонуклідів гідро біонтами, виділяють як основні:

- 1) концентрацію у воді ізотопних і неізотопних носіїв;
- 2) фізико-хімічний стан радіонуклідів у розчині й рН середовища;
- 3) температуру та освітленість води.

Результати більшості досліджень щодо вивчення залежності накопичення радіонуклідів від концентрації у воді ізотопних носіїв дають змогу стверджувати, що в зонах малих концентрацій (об'ємна активність радіонуклідів менше ніж $3,7 \times 10^3$ Бк/л, або 10^{-5} Кі/л) вміст елемента в гідро біонтах прямо пропорційний його концентрації у воді й, отже, K_n залишаються постійними. В зонах значних концентрацій (10^{-5} - 10^{-4} моль/л) спостерігається обернена залежність K_n від концентрації хімічного елемента у водній фазі.

Встановлена залежність K_n радіонуклідів гідро біонтами від концентрації у воді відповідних радіонуклідних носіїв. Так K_n ^{90}Sr перебуває в оберненій залежності від вмісту у воді його хімічних аналогів (Ca і Mg), а K_n ^{137}Cs - від вмісту K у середовищі. Ці явища в радіоекології дістали назву процесів дискретизації і для їх опису запропоновано коефіцієнт дискретизації, що визначаються за формулою:

$$K_d = K_1 / K_2;$$

де K_1 - співвідношення вмісту між елементами в організмі, в нашому випадку для пари $^{90}\text{Sr} / \text{Ca}$;

K_2 - у воді.

Загалом коефіцієнти дискримінації відрізняються певною сталістю за значних коливань вмісту кальцію в середовищі і є видовою характеристикою певного гідро біонта, його здатності накопичувати кальцій і калій.

Приклад.

У 1998 о. в оз. Глибокому, що в Чорнобильській зоні відчуження, досліджувалося нагромадження радіонуклідів двома екологічними групами гідро біонтів - вищою водною рослинністю та молюсками. За результатами дослідження знайдено коефіцієнти дискримінації $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$, для води 2 і 2, для гідро біонтів – 2,4 та 0,2. До якої з екологічних груп

гідробіонтів належить кожен знайдений коефіцієнт? Чому ви так вважаєте?

Розв'язання.

1) Забруднення гідробіонтів відбулося з води внаслідок життєдіяльності.

2) Порівняння знайдених для гідробіонтів та води коефіцієнтів дискримінації показує, що одна з груп селективно нагромаджує ^{90}Sr (коефіцієнт - 0,2).

3) З періодичної системи хімічних елементів знаходимо, що стронцій є хімічним аналогом кальцію (обидва хімічних елементи належать до першої підгрупи другої групи періодичної системи).

4) Значну частину тіла молюсків займає зовнішній скелет (раковина), що утворений сполуками кальцію. Звідси випливає висновок про геохімічну спорідненість молюсків до кальцію (відповідно до Sr, який є хімічним аналогом Ca).

5) З урахуванням сказаного припускаємо, що коефіцієнт дискримінації $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr} = 0,2$ належить молюскам, а – 2,4 - вищій водній рослинності.

Приклад.

У наслідок досліджень було знайдено в рибах які живуть в озері, вміст ^{137}Cs , що дорівнює 4900 Бк/кг; коефіцієнт дискримінації $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$, що дорівнює 0,2, коефіцієнт нагромадження ^{90}Sr з води - 680. Розрахуйте вміст ^{90}Sr в озерній воді на момент виконання досліджень.

Питання для самоконтролю:

1. Що таке радіаційний фон?
2. Які ви знаєте джерела природного та штучного іонізуючого випромінювання?
3. Які фактори впливають на надходження радіоактивних речовин в навколишнє середовище?

4. Які ви знаєте заходи зниження надходження радіоактивних речовин у рослини?

5. Які технологічні прийоми використовують для очищення продуктів рослинництва та тваринництва.

6. Міграція радіонуклідів у біосфері

Вправи для закріплення матеріалу:

1. На ділянці радієвої аномалії навколо газоносної свердловини поміряна потужність дози γ – випромінювання 3 мкЗв/год . Оцінити активність ^{226}Ra ($\Gamma_6 = 59,18 \text{ аГр} \times \text{м}^2/(\text{с} \times \text{Бк})$) в ґрунті за умови, коли вклад інших радіонуклідів у формуванні ПД вважати несуттєвим.

2. У 1985р. активність основного дозо утворюючого радіонукліду ^{40}K ($\Gamma_6 = 5,07 \text{ оГр} \times \text{м}^2/(\text{с} \times \text{Бк})$) у ґрунті на певній території складала 150 Бк/кг .

3. Після Чорнобильської катастрофи територія була забруднена радіонуклідом ^{137}Cs ($\Gamma_6 = 20,92 \text{ аГр} \times \text{м}^2/(\text{с} \times \text{Бк})$) до рівня 41500 Бк/кг . Поверхню забрудненої території можна представити як плоске напівбезкінечне джерело. Розрахуйте рівень потужності дози над поверхнею території до і після катастрофи.

4. У наслідок техногенної аварії водойма були забруднені радіонуклідом ^{137}Cs ($\Gamma_6 = 20,92 \text{ аГр} \times \text{м}^2/(\text{с} \times \text{Бк})$) до рівня 75000 Бк/кг . Розрахувати рівень потужності дози над поверхнею водойми внаслідок аварії.

5. Загублено джерело ^{60}Co ($\Gamma_6 = 44,21 \text{ аГр} \times \text{м}^2/(\text{с} \times \text{Бк})$) активністю 1 МКі . Приймаючи джерело за точкове, визначити, на якій відстані потужність дози буде перевищувати місцеве фонове значення потужності дози у 3 рази. Місцеве фонове значення потужності дози складає $0,14 \text{ мкЗв/год}$.

6. Препарат ^{60}Co створює потужність дози $1,5 \text{ Р/год}$ на відстані 50 см . від джерела. Визначте безпечний час роботи з даним препаратом, якщо ГДД не може перевищувати 7 мР за 6 годин робочого часу.

7. Потужність рентгенівського апарату становить 750 Р/год . Визначити поглинуту дозу, отриману при рентгеноскопії грудної клітини на серце,

легені, молочну залозу, червоний кістковий мозок, кісткову тканину. якщо час експозиції становив 2 хв.

8. У 1985 році потужність дози на території населеного пункту складала 0,06 мкЗв/год та визначалась ізотопом ^{40}K ($\Gamma_6 = 5,07 \text{ аГр} \times \text{м}^2 / (\text{с} \times \text{Бк})$) в ґрунті. Після Чорнобильської катастрофи потужність дози склала 0,30 мкЗв/год. Поверхню населеного пункту можна представити як плоске напівбезкінечне джерело. Розрахувати питому активність ^{137}Cs ($\Gamma_6 = 20,92 \text{ аГр} \times \text{м}^2 / (\text{с} \times \text{Бк})$) в ґрунті.

Тема 4. *Взаємодія радіонуклідів з ґрунтом*

План:

1. Вплив фізико-хімічних, агрофізичних, агротехнічних властивостей ґрунтів на сорбцію радіонуклідів.

Література. Л.1 ст. 104-121, Л. 3 ст. 18-31 Л.5 ст. 81-90.

Періодичні видання:

1. Газета „Голос України" №2 1998 р. „Єхо Чернобыля ".

Нормативні акти:

Рекомендації міжнародної комісії з радіоактивного захисту (МКРЗ) 1989-1998 р.;

Міжнародні основні норми безпеки для захисту від іонізуючого випромінювання серія „Безпека" № 115;

Нормативно-технічний документ „Критерії захисту населення у випадку аварії ядерного реактора", 1980 р.

Після опрацювання даної теми **студенти повинні знати:**

1. Порогову норму забруднення радіоактивними речовинами об'єктів.
2. Вимоги до охорони здоров'я людини від можливої шкоди, що пов'язано з опромінюванням і джерелами іонізуючого випромінювання.
3. Які радіонукліди ядерного розпаду проникають в ґрунт.
4. Хімічні аналоги радіонуклідів.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Основні поняття: ізотопи, сорбція, радіонукліди.

Під час вивчення матеріалу доречно скористатися літературою та матеріалом, який дасть відповіді на поставлені питання.

Запобігання надходженню радіоактивних речовин у сільськогосподарські рослини та організми тварини, а також розробка шляхів їх виведення з організму тварин є одним з головних завдань сільськогосподарської радіології.

Більше того, ці заходи є найважливішою проблемою протипроменевого захисту рослин і тварин і, насамперед, протипроменевого захисту людини. Розв'язання цієї проблеми починається з комплексу заходів щодо зниження надходження радіоактивних речовин у сільськогосподарські рослини, яке становить початковий і головний етап їх руху по досить короткому ланцюжку на шляху до людини.

Залежно від властивостей ґрунту і ступеня його забруднення радіоактивними речовинами, а також від виду сільськогосподарських культур, шляхів використання врожаю та інших умов застосовують різні засоби, які можуть забезпечити зменшення радіоактивності продуктів рослинництва в багато разів. Згідно з однією з класифікацій вони поділяються на дві групи:

- 1) загальноживані в сільському господарстві засоби, використання яких може сприяти підвищенню родючості ґрунту, врожайності і водночас зниженню переходу радіоактивних речовин у рослини;

- 2) спеціальні засоби, головною метою яких є зменшення надходження радіоактивних речовин у рослини.

За іншою класифікацією розрізняють засоби механічні, агротехнічні, хімічні, агрохімічні та біологічні. При організації та проведенні заходів щодо запобігання надходженню радіоактивних речовин у рослини, як правило, доводиться мати справу з комплексом засобів, які технологічно пов'язані між собою. Тому доцільно визначити п'ять головних комплексних систем зниження надходження радіоактивних речовин у рослини:

- 1) обробіток ґрунту;
- 2) застосування хімічних меліорантів і добрив;
- 3) зміна структури сівозміни;
- 4) управління режимом зрошення;
- 5) внесення спеціальних речовин і сполук.

У таких системах передбачене використання як загальноприйнятих, так і спеціальних механічних; агротехнічних, агрохімічних, хімічних та біологічних засобів.

Обробіток ґрунту. На окультурених ґрунтах радіоактивні речовини нагромаджуються здебільшого в орному шарі. Тому ефективним заходом у перші дні і тижні після аварії є згортання забрудненого шару ґрунту плантажним плугом з наступним окультурюванням вивернутого підорного шару. Це сприяє зниженню нагромадження рослинами радіоактивних продуктів поділу. Такий обробіток ґрунту рекомендовано переважно для зон з достатньою вологістю і для регіонів, де застосовується зрошення.

При глибокій оранці можна очікувати істотного зниження їх родючості. Однак, незважаючи на це, її проводять там, де це робити необхідно, оскільки вона знижує можливість поверхневого перенесення радіоактивних речовин, стоку їх і сприяє зменшенню радіаційного фону місцевості.

В перші тижні, а при сухій погоді протягом багатьох місяців, радіоактивні опади розподіляються лише на поверхні ґрунту або в шарі товщиною не більше кількох сантиметрів, тому рекомендують їх знімати. Для цього використовують не традиційну для агрономічної практики дорожньо-збиральну, дорожньо-будівельну або спеціально сконструйовану техніку.

Очищення поверхні ґрунту сільськогосподарських угідь за допомогою дорожніх механізмів можна рекомендувати тоді, коли вміст радіоактивних речовин у ньому набагато перевищує допустимі рівні, або тоді коли обробіток ґрунту звичайним сільськогосподарськими знаряддями малоефективний.

При порівняно невисоких рівнях забрудненості ґрунтів достатньо обробити їх фрезерними машинами або важкими дисковими боронами, а також переорати відвальними плугами на звичайну глибину. Змішування забрудненого поверхневого шару ґрунту з більш глибокими пластами зменшує поширення радіоактивних речовин вітром та надходження їх у рослини. При дуже високих рівнях забруднення рекомендується глибоке засипання поверхневого радіоактивного шару чистим ґрунтом або сумішкою його з соломною та соломі з глиною.

Управління режимом зрошення. Важливу роль у міграції радіоактивних речовин і їх надходженні в рослини відіграє зрошення. Але за рахунок

оптимізації умов вирощування рослин при зрошенні можуть бути створені також сприятливі умови для надходження у них радіоактивних речовин.

Розрізняють три основні шляхи впливу зрошення на нагромадження радіоактивних речовин у рослинах:

1) при зрошенні відбуваються істотні зміни у водному режимі ґрунтів, внаслідок чого можуть зростати рухливість радіоактивних речовин у ґрунті і їх доступність для кореневих систем рослин;

2) внаслідок змін характеру фізіологічних процесів, які взаємопов'язані із змінами у надходженні в рослини і транспортуванні поживних речовин, відбуваються зміни в нагромадженні як окремих макро- і мікроелементів, так і радіоактивних речовин;

3) при зрошенні радіоактивні речовини надходять у рослини по ланцюжках міграції, яких немає у богарному землеробстві (наприклад, перехід радіонуклідів у рослини безпосередньо з поливних вод, де є радіоізотопи).

В період формування врожаю у багатьох видів с/г культур активізується метаболізм, що супроводжується посиленням поглинальної здатності кореневої системи. Внаслідок цього виявляється така закономірність: чим ближче до збирання врожаю здійснюється полив, незалежно від його способу, тим більше радіоактивних речовин (РР) нагромаджується у рослинах.

Внесення спеціальних речовин і сполук. Для того щоб зменшити надходження РР з ґрунту в рослини, рекомендується вносити в ґрунт мінерали, які мають здатність до їх сорбції. Ефективними сорбентами є такі мінерали як флогопіт, асканіт, гумбрин, гідрофлогопіт, біотит, цеоліти та бентоніти. Також потрібне обприскування ґрунтів розчинами хімічних сполук, які утворюють на них важкорозчинну у воді полімерну плівку.

Практичне значення вивчення руху радіоактивних речовин, зокрема штучних, у навколишньому середовищі зумовлене, насамперед, можливими радіаційними наслідками потраплянням їх у харчові продукти. У загальній системі досліджень їх міграції в біосфері найважливішим є вивчення руху їх у біологічних та харчових ланцюжках з участю сільськогосподарських рослин і

тварин, оскільки споживчі продукти рослинного і тваринного походження, забруднені радіоактивними речовинами, є головним джерелом внутрішнього опромінення людини.

Надходження радіонуклідів у с/г рослини

Рослини, навіть при повній відсутності наслідків променевого ураження, можуть нагромаджувати значні кількості радіоактивних речовин, зокрема, ^{90}Sr - стронцій та ^{137}Cs - цезій, концентрація яких у с/г рослинах окремих видів може у десятки разів перевищувати їх вміст у ґрунті, внаслідок чого стає неможливим використання врожаю для харчування людини або годівлі тварин. У зв'язку з цим, вивчення закономірностей надходження у рослини, нагромадження і розподілу в продуктивних органах окремих радіоактивних речовин має дуже велике значення.

При дослідженні цих закономірностей було виявлено, що ^{90}Sr стронцій поводить себе подібно до кальцію, а ^{137}Cs цезію - калію; що максимальна концентрація ^{90}Sr стронцію завжди у тих видів рослин і органах тварин, які багаті на кальцій (кальцієфіли рослини родини бобових, деякі представники родин розоцвітих, жовтецевих; кліткова тканина тварин, шкарлупа яєць, черепашки молюсків), а найбільша кількість ^{137}Cs цезію - у багатих на калій (клієфіли — картопля, буряки, капуста, кукурудза, овес, льон, виноград, м'язова тканина ссавців).

У цьому немає нічого дивного, оскільки стронцій належить до тієї самої підгрупи елементів системи Д.І. Менделєєва, що і кальцій; а цезій - до першої головної підгрупи, що і калій.

Як зазначалось, радіоактивні речовини надходять до рослин двома основними шляхами:

1) внаслідок прямого забруднення надземних органів радіоактивними частинками, що випадають з повітря, з наступним поглинанням її тканинами вегетативних та репродуктивних органів (некореневе або аеральне надходження);

2) через кореневу систему з ґрунту (кореневе надходження).

Слід обов'язково розрізняти ці шляхи забруднення рослин радіоактивними речовинами, оскільки надходження радіоактивних речовин в рослини через надземні органи можливе здебільшого лише в період випадання частинок, тоді як поглинання їх коренями може відбуватися протягом десятків років. Крім того, ступінь радіоактивного забруднення продуктивних частин рослини може істотно змінюватися залежно від шляху надходження радіоактивних речовин і місця їх поглинання (наприклад, для злаків, овочів при некореновому надходженні радіоактивних часток ймовірність забруднення врожаю більша, ніж при кореновому, в той час як для коренебульбоплодів - навпаки).

Можливість проникнення різних речовин у рослини крізь поверхню листка та інших надземних органів була встановлена ще у дослідях з некореновим підживленням мінеральними елементами. Інтенсивність проникнення і включення в обмін, як звичайних так і радіоактивних речовин, значною мірою пов'язані з їх розчинністю і хімічними властивостями. Обов'язковою умовою для проникнення цих речовин углиб рослин є наявність вологи на поверхні листя. Чим довше волога затримується на поверхні листя, тим більше радіоактивних речовин надходить у нього. Це залежить від t° навколишнього середовища, вологості, руху повітря, тобто факторів, які впливають на швидкість випаровування.

Позакореневе надходження радіоактивних речовин у рослини може відбуватися протягом усього періоду вегетації, внаслідок чого воно значною мірою залежить від наявності листя у рослин, пов'язаного з фазою їх розвитку в період випадання радіоактивних опадів.

У фізіології рослин існує поняття «листяного індексу», яка є кількісною характеристикою площі листя відносно одиниці посівної площі.

Питання для самоконтролю:

1. Що таке радіаційний фон?
2. Які ви знаєте джерела природного та штучного іонізуючого випромінювання?

3. Які фактори впливають на надходження радіоактивних речовин в навколишнє середовище?

4. Які ви знаєте заходи зниження надходження радіоактивних речовин у рослини?

5. Які технологічні прийоми використовують для очищення продуктів рослинництва та тваринництва.

Вправи для закріплення матеріалу:

1. на ділянці радіаційно забрудненого перелугу площею 30 га, внаслідок проведених досліджень знайдено, що запаси трав'янистої рослинності складають 20 кг/м². Питома активність ґрунтового покриву за ¹³⁷Cs – 30 кБк/кг. Визначити запаси цезію у трав'яному покриві на ділянці, з урахуванням того, що коефіцієнт нагромадження ¹³⁷Cs трав'яним покривом – 3. а всі розрахунки вмісту радіонукліда зроблені на абсолютно суху масу. Коефіцієнт водності трав'яного покриття – 7,5.

2. На ділянці радіаційно забрудненої річкової заплави площею 100 га внаслідок проведених досліджень знайдено запаси трав'янистої рослинності, що складають 40 кг/м² сирої маси. Коефіцієнт водності трав'яного покриву складає – 9,5. Питома активність трав'яного покриву за ¹³⁷Cs – 80 кБк/кг абсолютно сухої маси. $K_{Sr/Cs} = 200$.

3. Визначити запаси ⁹⁰Sr у трав'яному покриві на ділянці.

4. На ділянці радіаційно забрудненої території в зоні відчуження площею 50 га унаслідок проведених досліджень, у 1995 р. знайдено, що питома активність ґрунту за ²⁴¹Pu становить 0,4 кБк/кг абсолютно сухої маси. Розрахувати запаси ²⁴¹Pu на ділянці з урахуванням, що плутоній нагромадився у верхні 10 см ґрунтового покриву.

5. Біомаса двостулкових молюсків у ставку-охолоджувачі ЧАЕС у 2000р. складала 50000т. Запаси радіонуклідів у м'яких тканинах молюсках складала за

^{137}Cs – 3×10^8 Бк та за ^{90}Sr – 8×10^8 Бк. У черепашках запас ^{137}Cs є несуттєвим, а ^{90}Sr – 9×10^{10} Бк. Визначити коефіцієнти нагромадження та дискримінації названих радіонуклідів у цілому в тілі молюсків, беручи до уваги, що питома активність води складала в 2000 р. за ^{137}Cs – 3 Бк/л а за ^{90}Sr – 2 Бк/л.

6. Питома активність ^{137}Cs у м'яких тканинах дикої свині, що була упольована в Чорнобильській зоні відчуження, складає 560 Бк/кг, питома активність у кістках – 73 Бк/кг. Кісткова тканина тварини складає 18% від загальної маси тіла. Визначте питому активність усього тіла.

7. Питома активність ^{137}Cs у м'яких тканинах лося, що був упольований у Чорнобильській зоні відчуження, складає 750 Бк/кг, питома активність у кістках – 52 Бк/кг. Кісткова тканина тварини складає 18% від загальної маси тіла. Визначте питому активність усього тіла.

8. У білих грибах, унаслідок вимірювання, найдена питома активність у надземній біомасі за ^{137}Cs – 7300 Бк/кг, у лісовій підстилці – 13000 Бк/кг. Визначити коефіцієнт переходу ^{137}Cs із лісової підстилки в надземну біомасу грибів.

9. Мохову подушку, кладену *Pleurozium schreberi* Mitt., було розділено для вимірювань вмісту радіонуклідів на верхній 3 – 5 – річний та нижній – старший за 10 років шари. За результатами досліджень отримано коефіцієнти дискримінації $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ – 0,59 та 1,25. Розподіліть отримані коефіцієнти за віковими шарами мохової подушки. Обґрунтуйте своє рішення.

10. У 1999р. на дослідній ділянці в Чорнобильській зоні відчуження були зібрані зразки 3-річної глици та кори з 3- - 40 річних дерев *Pinus sylvestris* (L). За результатами досліджень отримано коефіцієнти дискримінації $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ 0,22 та 2,4. Розподіліть отримані коефіцієнти за зразками. Обґрунтуйте відповідь.

11. У 1999р. на дослідній ділянці в Чорнобильській зоні відчуження були зібрані зразки епіфітних лишайників *Parmentaria acetabulum* Th. Tayl та деревини з 30- річних дерев *Pinus sylvestris* (L). За результатами досліджень отримано коефіцієнти дискримінації $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ 0,06 та 2,6. Розподіліть отримані коефіцієнти за зразками. Обґрунтуйте своє рішення.

12. Внаслідок порушення правил радіаційної безпеки людиною були спожиті гриби в кількості 800 г., зібрані на радіаційно забрудненій території з активністю ґрунту за ^{90}Sr – 600 кБк/кг, ^{137}Cs – 900 кБк/кг. За допомогою додатку (табл. 1) визначити величину одноразового надходження радіонуклідів в організм та залишкову активність в організмі через 1 рік, 10 років, 25 років.

13. Унаслідок порушення правил радіаційної безпеки людиною були спожиті яблука в кількості 500 г, зібрані на радіаційно забрудненій території з активністю ґрунту за ^{90}Sr – 120 кБк/кг, ^{137}Cs – 200 кБк/кг. Визначити величину одноразового надходження радіонуклідів в організм та залишкову активність в організмі через 1, 10, 25 років.

14. У 1987р. питома активність ^{241}Am у ґрунті складала 0,4 кБк/кг, ^{241}Pu – 530 кБк/кг. У 2006 р. у ґрунті знайдено 7,5 кБк/кг ^{241}Am . Визначити, яка доля ^{241}Am утрачена внаслідок геохімічної міграції та фізичного перенесення.

15. Людиною були спожиті ягоди в кількості 400г, зібрані на радіаційно забрудненій території з активністю ґрунту за ^{226}Ra – 14 кБк/кг. Визначити величину одноразового надходження радіонуклідів в організм та залишкову активність в організмі через 1, 10, 25 років.

16. Самопоселенець у Чорнобильській зоні відчуження тривалий час споживав овочі, зібрані на забрудненій території. Визначити час установлення рівноваги між надходженням та виведенням при тривалому надходженні радіонукліда в організм.

17. Самопоселенець в Чорнобильській зоні відчуження тривалий час споживав овочі зібрані на забрудненій ^{90}Sr території. Визначити час встановлення рівноваги між надходженням та виведенням при тривалому надходженні радіонукліду в організм.

18. Самопоселенець у Чорнобильській зоні відчуження тривалий час споживав овочі, зібрані на забрудненій ^{137}Cs території. Визначити час установлення рівноваги між надходженням та виведенням при тривалому надходженні радіонукліда в організм.

Тема 5. *Проникнення продуктів радіоактивного розпаду радіонуклідів із ґрунту в рослини, тварин та людину*

План:

1. Оцінка забрудненості території радіонуклідами.
2. Перехід радіонуклідів у рослини залежно від типу ґрунтів, їх механічного і мінерального складу.
3. Роль фізико-хімічних і агрохімічних властивостей ґрунтів. Хімічні аналоги радіонуклідів.
4. Вплив щільності ґрунту на забруднення території і концентрації радіоактивних речовин у ґрунті.
5. Відносні одиниці, що характеризують перехід радіонуклідів у рослини.

Література. Л.1 ст. 121-135, Л. 3 ст. 1-9, Л.5 ст. 45.

Періодичні видання:

1. Газета „Голос України" №2 1998 р.

Нормативні акти:

Рекомендації міжнародної комісії з радіоактивного захисту (МКРЗ) 1989-1998 р.;

Міжнародні основні норми безпеки для захисту від іонізуючого випромінювання серія „Безпека" № 115;

Нормативно-технічний документ „Критерії захисту населення у випадку аварії ядерного реактора", 1980 р.

Після опрацювання даної теми **студенти повинні знати:**

1. Порогову норму забруднення радіоактивними речовинами об'єктів.
2. Типи ґрунтів.
3. Особливості переходу радіонуклідів у рослини залежно від типів ґрунтів.
4. Відносні одиниці вимірювання іонізуючого випромінювання.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Основні поняття: коефіцієнт переходу радіонуклідів у рослини та продукти.

Розкриваючи сутність проблеми доречно звернутись до рекомендованої літератури, а також скористатись даним матеріалом.

Забрудненість території радіонуклідами

Ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях має здійснюватись згідно з положенням концепції проживання населення на території України з підвищеними рівнями радіаційного забруднення внаслідок чорнобильської катастрофи, з додержанням норм радіаційної безпеки і основних санітарних правил і забезпечувати виробництво продуктів харчування, вміст в яких радіоактивних речовин не перевищує допустимих рівнів.

У господарствах, розміщених на забруднених радіонуклідами територіях, насамперед треба вирішувати такі завдання:

1. Виробництво сільськогосподарської продукції, споживання якої без обмежень не призведе до перевищення середньорічної ефективної еквівалентної дози опромінення людини 5 мЗв (0,5 бер) на рік понад дозу, яку вона отримала у перед аварійний період.

2. Впровадження у виробництво заходів щодо зменшення вмісту радіонуклідів у продукції до рівня, що не перевищує встановлених норм, з урахуванням їх економічної доцільності.

3. Проведення протиерозійних заходів запобігання міграції радіонуклідів на незабруднені угіддя, у водойми, на території населених пунктів тощо.

Ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях повинно розглядатись як ведення повноцінної галузі господарства, а не тільки як засіб збереження інфраструктури села. Воно має бути спрямованим на виробництво усіх видів продукції, що відповідають радіологічним параметрам допустимого вмісту радіонуклідів. Це забезпечують насамперед такими заходами:

1) підвищенням загальної культури ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях з дотриманням заходів радіаційної безпеки;

2) перепрофілюванням напрямів сільського господарства на забруднених територіях, що запобігає виробництву деяких видів продукції з підвищеним вмістом радіонуклідів;

3) проведенням меліоративних робіт, основною метою яких є зниження вмісту радіонуклідів у продукції рослинництва і тваринництва.

Виведені із сільськогосподарського обороту угіддя можна заліснити. Це дасть змогу у майбутньому використати продукцію і насамперед деревину, а також деякою мірою обмежити міграцію радіонуклідів із забруднених зон.

Сорбція в ґрунтах стронцію 90, цезію 137 та плутонію 239

Найпоширеніший з них полягає у використанні коефіцієнта нагромадження (КН) радіоактивних речовин продуктивними органами рослин, які ростуть на різних ґрунтах. Для прикладу наведено середні його показники щодо ^{90}Sr для деяких сільськогосподарських культур залежно від типу ґрунту, на яких їх вирощують. За відомим показником КН кількість ^{90}Sr в 1 кг сухої чи вологої речовини рослин дорівнюватиме добутку від множення його вмісту в 1 кг відповідно сухого чи вологого ґрунту на КН. Порівнюючи це значення з допустимими рівнями забруднення стронцієм продуктів харчування, можна зробити висновок про можливість вирощування тієї чи іншої культури в даних умовах радіоактивного забруднення.

Цей метод можна використати також для прогнозування нагромадження у рослинах Cs так само, як і будь-яких інших радіонуклідів. Зрозуміло, що для цього слід мати значення їх КН.

Таблиця 2. Середні значення коефіцієнта нагромадження ^{90}Sr для деяких видів сільськогосподарських культур залежно від типу ґрунту

Культура	Дерново-підзолисті ґрунти				Чорнозем вилого- вий
	Супіщані	Легкі суглинкові	Середні суглинкові	Важкі суглинкові	

Томата (плоди)**	0,14	0,07	0,04	0,02	0,01
Корнеплоди	20	11	6	4	2
Огірки	7	3,5	2	1,2	0,6

Таблиця 3. Вміст ^{90}Sr (чисельник) і ^{137}Cs (знаменник) в урожаї сільськогосподарських рослин, Бк/кг, при щільності забруднення ґрунту $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/км² (1 Кі/км²)

Культура	Частина врожаю	Дерново-підзолисті ґрунти				Сіроземи, каштанові лучні ґрунти	Сірі лісові ґрунти	Чорноземи
		піщані	Супіщані	Легко-і середньосуглинисті	Важко-суглинисті			
Томати	Плоди	<u>74</u>	<u>37</u>	<u>22,2</u>	<u>11,1</u>	<u>7,4</u>	<u>14,8</u>	<u>3,7</u>
		14,8	7,4	2,22	1,11	0,74	1,85	0,37
Огірки	Плоди	<u>296</u>	<u>185</u>	<u>111</u>	<u>55,5</u>	<u>18,5</u>	<u>62,9</u>	<u>7,4</u>
		37	18,5	3,55	3,7	2,59	4,81	1,48
Буряки столові	Коренеплоди	<u>370</u>	<u>222</u>	<u>111</u>	<u>59,2</u>	<u>74</u>	<u>74</u>	<u>11,1</u>
		74	37	14,8	7,4	5,55	9,25	2,59

Таблиця 4. Максимальні значення коефіцієнта переходу (КП) радіонуклідів з раціону тварин у харчові продукти тваринного походження, % добового нахождення на 1 кг (л)

Радіонуклід	Яловичина (м'язи)	Свинина (м'язи)	Куряче м'ясо	Яйце (меланж)	Молоко (ВХР)
Стронцій-90	0,08	0,06	3,2	22	0,14
Иод-131	0,72	2,7	20	0,44	1
Цезій-137	20	30	440	43	1
Плутоній-239	0,0001	0,0003	0,002	0,33	0,0002
Америцій-241	0,0004	0,0001	0,007	0,39	0,0003

Таблиця 5. Концентрація радіонуклідів у продукції тваринництва (Бк/кг) при утриманні тварин на кормах, що вирощуються на піщаних,

дерново-підзолистих ґрунтах при щільності забруднення $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/км² (1 Кі/км²)

Продукція	Тип годівлі	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Яловичина	Об'ємистий	2,22	51,8
	Концентратами	1,11	25,9
Свинина	Об'ємистий	0,74	21,6
	Концентратний	0,37	18,5
М'ясо птиці	Концентратний	0,74	14,8
Молоко великої Рогатої худоби	Об'ємистий	87,07	14,8
	(20:30:50)*		
	Напівконцентратний	25,9	11,1
	(20:30:30)*		
	Концентратний	18,5	7,4
	(15:15:70)*		

Тривалий час серед радіобіологів була поширена думка, що запобігти радіаційному ураженню неможливо. І хоч багато хто з дослідників радіобіології нерідко спостерігали і описували зміну (модифікацію) радіобіологічних ефектів під впливом різних фізичних (температури, вологості, освітлення, газового складу атмосфери) і хімічних чинників (різних речовин та сполук), належного їм пояснення вони не знаходили.

Нині під модифікацією радіаційного ураження організму розуміють втручання в хід його розвитку за допомогою чинників фізичної або хімічної природи до, під час або після опромінення.

Протипроменевий біологічний захист - це послаблення шкідливої дії на організм іонізуючого випромінювання в результаті впливу на нього перед опроміненням або під час опромінення яким-небудь чинником фізичної природи чи хімічної речовини, наприклад:

- 1) фізичні променеві фактори;
- 2) газовий склад атмосфери;

- 3) температура;
- 4) вологість;
- 5) освітленість і якість світла;
- 6) хімічні протипроменеві, або радіозахисні, речовини.

Радіопротектори - це хімічні речовини, введення яких в організм перед опроміненням або під час опромінення сприяє послабленню радіаційного ураження.

Кількісною характеристикою дії радіопротекторів є величина, названа фактором зміни дози (ФЗД).

Фактор зміни дози - це відношення ефективної дози при опроміненні організму з радіопротекторною.

Місцевість забруднена коли потужність радіаційного фону дорівнює 0,5 рентген на годину, (Р/год).

Концентрація радіонуклідів або їх розпад в секунду вимірюється в Бекерелях. Питому активність прийнято виражати в бекерелях на кілограм (Бк/кг), об'ємну - бекерелях на літр (Бк/л), молярну - в бекерелях на моль (Бк/моль). Забрудненість приміщень в бекерелях на 1 м² (Бк/м²).

Розподіл радіоактивних речовин:

- в продуктах харчування цезій - 137, стронцій – 90;
- в повітрі родон - 226, торій – 232;
- в будівельних матеріалах калій - 40.

Контрольні рівні вмісту радіоактивних речовин в продуктах харчування та об'єктах навколишнього середовища.

Для очищення продуктів харчування від радіонуклідів використовують технологічні процеси переробки сировини, як подрібнення освітлення, фільтрація, віджимання центрифугування.

Для очищення продуктів тваринництва застосовують зберігання його в засоленому вигляді з наступним промиванням водою. Ефективним є замочування м'яса у воді підкисленій лимонною, оцтовою та іншими органічними кислотами.

Захист продуктів харчування це герметизація тари. Глибина проникнення залежить від пакувальних матеріалів та розміру частинок, тобто виду продукту.

Так, наприклад, мука і сіль - 1 - 1,5 см;

крупа і цукор - 2 см;

зерно - 8 см;

картопля - 3 - 4 шара.

Вода та інші розчини забруднюються повністю радіонуклідами у відкритій тарі. Для захисту використовують: жерстяну та скляну тару, мішковину з поліетиленом, бочки металеві і дерев'яні.

Накопичення радіонуклідів рослинністю

Рослини, які виростають в умовах радіонуклідного забруднення ґрунту засвоюють радіонукліди та накопичують їх у своїй біомасі впродовж свого існування. Зауважимо, що фізико-хімічні властивості цезію (^{137}Cs) подібні до калію (K), а стронцію (^{90}Sr) до кальцію (Ca). K та Ca є надзвичайно важливими елементами в живленні рослин. Вони визначають процеси росту рослин та нормального функціонування рослинних клітин.

За таких умов наявність в ґрунті ^{137}Cs та ^{90}Sr приводить до інтенсивного накопичення цих радіонуклідів рослинами. Інші радіонукліди (плутоній, європій, уран та ін..) не є аналогами важливих для життєдіяльності рослин хімічних елементів, що визначає їх низькі значення накопичення в рослинах. Наприклад, рівні накопичення плутонію рослинами в тисячу разів менші ніж цезію.

Україна є країною з розвиненим сільським господарством, вагомою складовою якого є рослинництво. Внаслідок аварії було забруднено радіонуклідами 3,5 мільйони гектар сільськогосподарських угідь, що обумовило широкомасштабне дослідження процесів накопичення радіонуклідів сільськогосподарськими рослинами. Частина досліджень проводилась і на території Чорнобильської зони відчуження. Було створено декілька дослідницьких полігонів, на яких експериментували з вирощуванням різних

видів рослин при різних умовах культивування та при різних умовах радіонуклідного забруднення.

На вказаних полігонах дослідження проводили впродовж 1993 по 1999 роки. Було залучено велику кількість наукових установ України, Росії та Білорусії. Серед національних установ працювали Чорнобильський центр міжнародних досліджень, Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіоекології, Інститут агроекології НАН України та інші. Експериментували з великою кількістю видів сільськогосподарських рослин: вівсом, райграсом, кукурудзою, ячменем, картоплею, ріпаком, а також навіть проводили дослідження з виноградом та олійним маком.

Основними результатами проведених досліджень є визначення величин накопичення радіонуклідів в рослини. Тобто встановлено – яка кількість радіонукліду і в якому органі рослини накопичується. Виявилось, що кожен вид рослин або навіть сорт, має власну здатність до накопичення того чи іншого нукліду.

Також виявилось, що в залежності від якості ґрунту (агрохімічних властивостей ґрунту – рН, вмісту у ґрунті фосфору, калію, азоту, гумусу та ін..), величини накопичення дуже змінюються. Наприклад, рівні накопичення ^{137}Cs в кормових культурах (райграс) вирощених на торф'яних ґрунтах майже втричі вищі від рівнів накопичення в умовах піщаних ґрунтів.

Також встановлено, що ^{137}Cs та ^{90}Sr по різному накопичуються рослинами. Рівні накопичення ^{90}Sr в 5 разів вищі, рівні накопичення ^{137}Cs .

Проведені дослідження дозволили розробити науково-обґрунтовані методи ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС.

Дослідження дозволили виявити можливість впливу людини на інтенсивність накопичення радіонуклідів в рослини та продукцію сільськогосподарського виробництва.

Зміна складу рослин у сівозміні. Різні види рослин з неоднаковою інтенсивністю поглинають і накопичують у своїх органах окремі радіонукліди.

Тому при плануванні заходів по зменшенню їх надходження в сільськогосподарські культури слід звертати особливу увагу на добір у сівозміні як видового складу рослин, так і сортового.

Кальцієфільні рослини, у першу чергу бобові, а саме люпин, люцерна, конюшина, вика, горох, квасоля, формуючи свої органи, разом з кальцієм накопичують, так би мовити “помилково” і його хімічні аналоги — в першу чергу елементи другої групи періодичної системи елементів, в тому числі стронцій, включаючи і ^{90}Sr . Інші види рослин, наприклад злаки, поглинають кальцій у порівняно невеликих кількостях. Значно менше вони нагромаджують і ^{90}Sr . Аналогічно калієфільні рослини, такі як той же люпин, кукурудза, картопля, буряки, гречка та багато інших разом з калієм у великих кількостях накопичують його хімічні аналоги з першої групи періодичної системи, у тому числі і цезій з його радіоактивними ізотопами ^{134}Cs і ^{137}Cs .

Саме тому накопичення радіонуклідів різними видами рослин при вирощуванні в однакових умовах може відрізнятись у десятки разів. Треба підкреслити, що вегетативні органи більшості видів рослин, як правило, нагромаджують ^{90}Sr і ^{137}Cs у багато разів більше, ніж плоди. Більшою мірою це відноситься до ^{90}Sr . Плоди деяких рослин, зокрема зернових, разом з великою кількістю калію можуть накопичувати і багато ^{137}Cs . Найбільш характерний приклад — гречка.

Таблиця 6. Рекомендовані дози внесення вапна та добрив під основні сільськогосподарські культури на забруднених радіонуклідами ґрунтах

Культури	Добрива*	Дерново-підзолисті ґрунти			Чорно-земи Лісо-степу
		Супіщані	Легкі суглинки	Середні і важкі суглинки	
Зернові	Вапно	6	6	10	-
	Азот	80	100	120	120
	Фосфор	100	140	180	180
	Калій	80	120	160	160
	Органічні	30	30	30	30
Зернобобові	Вапно	6	6	10	-

	Азот	40	40	60	60
	Фосфор	100	120	160	160
	Калій	80	120	160	160
	Органічні	30	30	30	30
Картопля	Вапно	6	6	10	-
	Азот	80	120	160	160
	Фосфор	100	140	200	200
	Калій	120	160	240	240
	Органічні	50	50	50	30
Капуста	Вапно	6	6	10	-
	Азот	60	80	120	120
	Фосфор	80	100	160	160
	Калій	120	200	240	240
	Органічні	100	80	50	40
Буряк столовий	Вапно	6	6	10	-
	Азот	100	100	120	100
	Фосфор	120	120	120	120
	Калій	160	160	200	200
	Органічні	80	80	50	40

Примітка.* вапно і органічні добрива – т/га, мінеральні добрива – кг/га діючої речовини.

Міжвидові відмінності сільськогосподарських рослин у накопиченні цих радіонуклідів сягають багатьох десятків разів. Так, різниця у накопиченні ^{137}Cs у зерні гречки і кукурудзи досягає 60 разів, у продуктивних органах овочевих рослин в 15 разів. Кількість ^{90}Sr в сіні бобових трав в 2–10 разів вища, ніж в злакових. На луках, де радіонукліди переважно зосереджуються у верхньому шарі ґрунту, максимальна кількість ^{90}Sr відзначається у бобових травах, а з різнотрав'я — у жовтцю їдкому, який, до речі, як і взагалі рослини родини жовтневих, є відомим кальцієфілом. Злакові трави нагромаджують ^{90}Sr у декілька разів менше, ніж всі інші види лугової рослинності, але й серед них спостерігаються суттєві відмінності у його вмісті. Так, щільнокущові злаки, такі як костриця овеча і тонконіг польовий, акумулюють в 1,5–3 рази більше ^{90}Sr , ніж кореневищні злаки—пирій повзучий і стоколос безостий.

В порядку зменшення вмісту ^{137}Cs у продовольчих частинах окремі види рослин розміщуються у такій послідовності:

зернові та зернобобові—гречка—соя—боби—квасоля—горох—овес—жито—пшениця—ячмінь—просо—тритікале—кукурудза;

кормові (зелена маса)—люпин жовтий—капуста кормова—вика—соняшник—конюшина—тимофіївка—костриця безоста—кукурудза;

деякі технічні—редька олійна—ріпак—буряки цукрові—соняшник—льон.

З овочевих культур, які складають значну частку в раціоні людини, мабуть найбільше усього накопичують ^{90}Sr коренеплоди і бульбоплоди. За їхньою відносною часткою в раціоні перше місце займають картопля і буряки столові. Суттєва частка належить моркві й капусті. У відносно великих кількостях ці овочеві культури накопичують також ^{137}Cs , утворюючи в порядку зменшення кількості цього радіонукліду такий ряд: капуста—буряк столовий—салат—морква—картопля—огірок—гарбуз—помідор.

Згідно з рекомендаціями Інституту землеробства УААН, на забруднених радіонуклідами дерново-підзолистих піщаних ґрунтах слід застосовувати таку сівозміну:

- 1) озимі на зелений корм + післяукісна кукурудза на зелений корм,
- 2) озиме жито,
- 3) картопля,
- 4) овес;

на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах — таку:

- 1) кукурудза на зелений корм та силос,
- 2) озиме жито,
- 3) картопля,
- 4) ячмінь з підсівом багаторічних трав (злаково-бобові сумішки),
- 5) багаторічні трави,
- 6) озима пшениця;

на сірих лісових суглинистих ґрунтах та чорноземах обмежень щодо видового набору і чергування культур немає.

Велике значення у формуванні сівозмін на забруднених радіонуклідами угіддях можуть мати сортові особливості рослин. Так, окремі сорти гороху за здатністю накопичувати ^{90}Sr відрізняються в 2,5 рази, а сорти ярої пшениці за здатністю нагромаджувати ^{137}Cs — майже в 2 рази. Що ж стосується озимої пшениці, то різниця у накопиченні цього радіонукліду різними сортами досягає 5 разів. Є відомості щодо 3-кратних коливань у накопиченні ^{137}Cs різними сортами кукурудзи, картоплі. Враховуючи такі істотні варіювання у властивості різних сортів сільськогосподарських рослин акумулювати окремі радіонукліди, можна вважати доцільним проведення селекційних робіт саме за цією ознакою. Кінцевою метою таких робіт повинно бути створення нових продуктивних сортів з низькою здатністю до нагромадження характерних для даного регіону радіонуклідів.

Коефіцієнт накопичення

Штучні радіоактивні елементи плутоній, америцій і кюрій, розташовані у третій групі періодичної системи, не мають аналогів, які б відігравали визначну роль у житті рослин. Саме тому ці елементи, не будучи забезпеченими відповідними ферментами — трансферазами, дуже повільно пересуваються по рослині. Про це, зокрема, свідчить велика різниця між КН коренем і бадиллям, бадиллям і плодами, соломою і зерном. Проте, останнім часом з'являються відомості про можливу участь у перенесенні трансуранових елементів трансфераз кальцію, марганцю, заліза. Тому не можна ігнорувати надходження цих елементів у рослини, особливо аеральним шляхом через надземні органи.

Дані про здатність тих чи інших видів рослин та їх сортів до накопичення певних радіонуклідів необхідно використовувати при організації рослинництва на забруднених територіях з метою одержання продукції з мінімальною їх кількістю. Для цього вносять відповідні корективи у сівозмінах шляхом заміни видів рослин з високими коефіцієнтами накопичення та переносу на такі, що

мають менші їх значення. Іноді для того, щоб знизити або уникнути забруднення продукції, навіть міняють напрями окремих галузей рослинництва.

Зміна режиму зрошення. Важливу роль у міграції радіоактивних речовин і їх надходженні у рослини відіграє зрошення. За рахунок оптимізації умов вирощування рослин при зрошенні навіть чистою водою можуть бути створені сприятливі умови для надходження у них із забрудненого ґрунту радіонуклідів. Цілком зрозуміло, що при зрошенні забрудненою водою, особливо засобом дощування, коли радіонукліди можуть попадати безпосередньо на господарчоцінні органи, інтенсивність їх залучення у біологічні цикли зростає. Це, до речі, стало серйозною підставою для аналізу у 1986–1988 роках можливості використання вод Дніпровського каскаду для зрошення сільськогосподарських угідь Лісостепової та Степової зон України. На щастя, кількості ^{90}Sr і ^{137}Cs безпосередньо у водах Дніпра на теперішній час відносно низькі і не створюють небезпеки для зрошення. Проте простежується певна тенденція до підвищення накопичення цих радіонуклідів, і в особливості ^{90}Sr , для культур, що вирощуються у зонах зрошуваного землеробства з використанням дніпровської води, зокрема багаторічних трав, бобових видів рослин, деяких овочевих культур.

Надходження радіонуклідів у рослини залежить від способу поливу
При дощуванні, яке застосовується в Україні більш як на 95 % поливних земель, радіонукліди поглинаються головним чином надземною частиною рослин при попаданні поливної води на листя, квіти, плоди, стебла. При поверхневому поливі поля по борознах, напуском по смугах, затоплюванням їх надходження відбувається через корені.

Таким чином, надходження радіонуклідів у надземну частину рослин, на якій у більшості видів сільськогосподарських культур формуються господарчоцінні органи, при зрошенні може відбуватися двома основними шляхами: довгим — зрошувальна вода—ґрунт—коренева система—надземні органи і коротким—вода—надземні органи. У випадку другого шляху міграції

виключається поглинання радіоактивних речовин твердою фазою ґрунту, яка являє собою найважливіший бар'єр на шляху їх просування до рослини.

Залежно від того, де містяться радіонукліди — у ґрунті чи зрошувальній воді — принципово відрізняється і роль зрошення у їх надходженні до рослин. Якщо радіоактивні речовини знаходяться у воді, то, природно, при дощуванні надходження їх в рослини буде максимальним. При поверхневому поливі водою з радіоактивними речовинами надходження радіонуклідів буде значно меншим, оскільки частину з них поглинає ґрунт. Кількість поглинених ґрунтом радіонуклідів збільшується при просуванні води по капілярах ґрунтових частинок. Не можна не враховувати й того, що значна частина радіонуклідів може затримуватися кореневою системою і поглинатися стінками провідних судин стебла.

При поливі незабрудненою радіоактивними речовинами водою навпаки слід віддати перевагу поливу дощуванням. Зокрема відзначена зворотна залежність між вмістом радіонуклідів в рослинах і кількістю атмосферних опадів, які випали після осідання радіоактивних частинок на посіви. Подібна залежність зумовлена тим, що змив радіоактивних опадів з надземних органів рослин знижує позакореневе надходження радіонуклідів в рослини. Аналогічна ситуація виникає і при поливі способом дощування чистою водою. При цьому і через тривалий час після припинення випадання радіоактивних речовин такий полив також виявляється доцільним, оскільки частина води буде надходити до рослин безпосередньо через надземні органи, обминаючи радіоактивний ґрунт. Крім того, вода буде змивати частинки ґрунту, що осідають на рослинах внаслідок вітрового підйому.

Поверхневий полив чистою водою сприяє глибокому промиванню ґрунту, переносу радіонуклідів із поверхневих горизонтів у більш глибокі до зони кореневого заселення, збільшенню рухомості радіонуклідів і надходженню їх у рослини. В тому випадку, коли радіоактивні речовини містяться і в ґрунті, і у зрошувальній воді, їх надходження в рослини,

природно, збільшується, хоча простого підсумовування при цьому може і не спостерігатися.

При поливі дощуванням водою, яка містить радіоактивні речовини, норма поливу визначає час контакту надземної частини рослин зі зрошувальною водою і, відповідно, кількість радіонуклідів, що може потрапити на рослину. При поверхневому зрошуванні великі норми поливу будуть сприяти вимиванню радіоактивних речовин у більш глибокі горизонти ґрунту. В зв'язку з цим зменшення кількості поливів за рахунок збільшення норми поливу може призвести до зниження надходження ^{90}Sr і ^{137}Cs у рослини.

І дійсно, є дані, які свідчать про те, що за однакової зрошувальної норми, але при зменшенні числа поливів дощуванням у 2–3 рази накопичення радіонуклідів у рослинах зменшується у 1,5–4 рази.

Великий вплив на накопичення радіонуклідів в урожаї мають і строки поливу. При поливах дощуванням на пізніх етапах вегетаційного періоду рослини будуть містити більшу кількість радіонуклідів, тому що з розвитком рослин збільшується маса і сумарна площа надземних органів. У цей період радіонукліди можуть потрапляти безпосередньо на генеративні органи, що буде призводити до збільшення їх кількості у плодах. У більш дорослих рослин розвивається потужна коренева система, яка забезпечує більш інтенсивне поглинання радіонуклідів з ґрунту при поверхневому зрошенні. Крім того, наприкінці вегетаційного періоду під час формування урожаю у багатьох видів сільськогосподарських рослин активізується метаболізм, що супроводжується посиленням вбирної здатності кореневої системи. Внаслідок цього в цілому виявляється така закономірність: чим ближче до збирання урожаю здійснюється полив, незалежно від його способу, тим більш значним виявляється нагромадження радіонуклідів рослинами.

В зв'язку з цим важко дати конкретні рекомендації щодо запобігання надходженню та нагромадження радіонуклідів у сільськогосподарських рослинах за допомогою регулювання режиму зрошення. Проте деякі загальні правила все-таки можна вивести. Головним чином вони стосуються найбільш

небезпечної ситуації, коли полив здійснюється водою, яка містить радіоактивні речовини:

при можливості вибору способу поливу перевагу слід віддавати поверхневому;

в межах обсягу зрошувальної норми зменшити кількість поливів;

віддавати перевагу проведенню поливів у першій половині вегетаційного періоду;

не допускати поливу, особливо дощуванням, в період формування та визрівання частин рослин, які становлять предмет урожаю.

При зрошуванні “чистою” водою ґрунтів, які містять радіоактивні речовини, в основному слід дотримуватися звичайних правил поливу. Хоча необхідно враховувати, що зволоження ґрунту може сприяти посиленню надходження радіонуклідів у рослини. З метою послаблення цього процесу бажано дотримуватися останніх двох правил. Безперечно, внесення в ґрунт вапна, підвищених кількостей фосфорних та калійних добрив, органічних добрив та проведення інших захисних заходів значно зменшує стимульоване зрошенням надходження радіонуклідів у рослини.

Зазначені зміни у режимі зрошення можуть впливати на продуктивність сільськогосподарських рослин, тому що будь-яке відхилення від технології поливу призведе до порушення оптимальних умов їх вирощування. Але це повністю компенсується одержаною більш чистою щодо вмісту радіонуклідів продукцією рослинництва.

Для кількісної характеристики параметрів міграції радіонуклідів в окремих ланках трофічних ланцюгів виявлені деякі співвідношення у вигляді коефіцієнтів. Для оцінки параметрів надходження радіонуклідів у ланку ґрунт — рослина найбільш визнаним є вже згадуваний коефіцієнт переходу КП. На основі визначення закономірностей надходження радіонуклідів в рослини розраховані граничні рівні радіонуклідного забруднення ґрунтів, на яких можливе вирощування кормових культур з наступним отриманням

тваринницької продукції з вмістом радіонуклідів відповідно до вимог існуючих нормативів (табл. 7).

Таблиця 7. Гранична щільність забруднення ґрунтів ¹³⁷Cs при вирощуванні кормових культур, кБк/м²

Культура, вид кормів	Тип ґрунту		
	Торфово-глейовий осушений	Дерново-підзолистий супіщаний	Чорнозем важкосуглинистий
Капуста кормова, зелена маса	7	110	740
Конюшина, зелена маса	18	165	740
Ріпак, зелена маса	18	185	1480
Турнепс, коренеплоди	18	370	740
Сіяні трави, зелена маса: бобов злакові	18	370	740
	37	550	2960
Буряк, коренеплоди	55	370	1850
Овес: солома зелена маса зерно	55	550	1850
	74	740	2960
	92	740	2960
Кукурудза, силос	92	740	2960
Картопля, бульби	185	740	2960
Ячмінь: зелена маса солома зерно	185	740	2960
	185	740	2960
	277	1110	2960

Питання для самоконтролю:

1. Що таке сільськогосподарська радіоекологія?
2. Які завдання сільськогосподарської радіоекології?
3. Які ви знаєте джерела радіоактивного забруднення об'єктів навколишнього середовища і сільськогосподарського виробництва?
4. Що ви знаєте про міграцію радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища і сільськогосподарського виробництва?

5. Які фактори впливають на надходження радіоактивних речовин у сільськогосподарські рослини?
6. Які особливості надходження радіоактивних речовин у сільськогосподарські рослини з ґрунту?
7. В чому полягає роль механічних властивостей ґрунту при надходженні радіоактивних речовин у сільськогосподарські рослини?
8. Що таке коефіцієнт нагромадження (КН) радіоактивних речовин?
9. Які ви знаєте методи прогнозування надходження радіоактивних речовин у сільськогосподарські рослини та організм тварин?

Тема 6. *Дія іонізуючого випромінювання на рослини, тварини, людину*

План:

1. Радіобіологія рослин. Умови опромінення рослин.
2. Механізм дії іонізуючого випромінювання.
3. Дія іонізуючого випромінювання на рослини, тварини та людину.
4. Профілактика радіоактивного забруднення харчових продуктів.
5. Харчування в умовах радіаційного забруднення.

Література. Л.1 ст. 54-81, Л. 5 ст. 8-17, Л.9 ст. 11-21.

Нормативні акти:

Рекомендації міжнародної комісії з радіоактивного захисту (МКРЗ) 1989-1998 р.;

Міжнародні основні норми безпеки для захисту від іонізуючого випромінювання серія „Безпека" № 115;

Нормативно-технічний документ „Критерії захисту населення у випадку аварії ядерного реактора", 1980 р.

Після опрацювання даної теми **студенти повинні знати:**

1. Порогову норму забруднення радіоактивними речовинами об'єктів.
2. Вимоги до охорони здоров'я людини від можливої шкоди, що пов'язана з опроміненням і джерелами іонізуючого випромінювання.
3. Які радіонукліди ядерного розпаду проникають з ґрунту в рослини, тварини, людину.
4. Засоби профілактики забруднення харчових продуктів.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

При вивченні цієї теми доречно звернути увагу на механізм дії іонізуючого випромінювання і профілактику радіаційного забруднення харчових продуктів.

Біологічна дія іонізуючих випромінювань

Основою взаємодії іонізуючих випромінювань з речовиною, в тому числі з речовинами клітин живих організмів є іонізація, під час якої електрони відриваються від атомів, приєднуються до інших атомів і виникає іонізований стан атомів та молекул, наслідком якого є індукціювання різних хімічних та біохімічних реакцій в тканинах і органах.

Енергія зв'язку електрона з ядром атома, як відомо, в середньому становить 60 еВ. Енергія найпоширенішого в наш час штучного радіонукліда, що утворився в наслідок аварії на Чорнобильській АЕС, - цезію-137 дорівнює 660000 еВ. Це означає, що при проникненні в клітину лише один квант спричинить утворення 11000 пар іонів ($660000 : 60 = 11000$), оскільки взаємодіятиме з її речовинами до повної втрати або, як кажуть фізики, до повного «розміну» енергії. При дозі лише 1Р, як підраховували вчені, в кожному 1см живої тканини виникає $2,8 \cdot 10^9$, а при летальних для ссавців дозах 4 - 18 Гр відповідно до $5 \cdot 10^{12}$ пар іонів. На перший погляд це нібито багато - все ж таки 5 000 000 000 000! Але якщо всі ці іонізації виразити у вигляді сумарної теплової енергії, її ледве буде досить, щоб підвищити температуру опромінення тварини на 0,1 °С.

На початку 20-х років німецький фізик Ф. Десауер почав досліджувати причини радіобіологічного парадокса (несподіване явище, що не відповідає звичайним уявленням, протиріччя). Він міркував так: в 1см³ тканини 10 млрд (10^9) клітин, у кожній клітині - до 10 млрд (10^9) біологічно важливих молекул, якщо такими вважати молекули масою понад 5000 (нуклеїнові кислоти, білки та ін.). Отже, в 1см³ тканини 10^{18} молекул. При опроміненні організму летальною дозою в такому об'ємі тканини, щойно підраховали, виникне $5 \cdot 10^{12}$ іонізацій, наслідком яких стане утворення саме такої кількості пар іонів. Така ж максимальна кількість молекул може зазнати ушкоджень внаслідок опромінення. Відносно загальної кількості молекул це становитиме дуже малу величину - ушкодження зазнає 1 з 200 000 молекул ($10^{18} : 5 \cdot 10^{12}$). І це призводить до загибелі організму.

Десауер висунув сміливу гіпотезу: ушкодження не всякої молекули шкідливіше для клітини. От коли воно відбувається в особливо відповідальних місцях, наприклад в молекулах хромосом, то це може призвести до ушкодження всієї клітини. А ушкодження багатьох клітин цілком природно уражує весь організм.

Нині відомо, що хромосоми складаються з великої кількості молекул дезоксирибонуклеїнової кислоти (ДНК) і що саме молекули ДНК є таким чутливими до іонізуючого випромінювання елементами клітини, так званими «мішенями», що відповідають за радіаційне ураження. Але в живому організмі природа зв'язків між окремими молекулами має не тільки характер хімічних зв'язків, як у неживій речовині, а й виявляється ще у вигляді своєрідних міжмолекулярних взаємодій, конкретних узгоджених взаємовідносин. Ще більшою мірою це виявляється на рівні клітин, окремих систем, органів і в цілому зумовлює постійно діючий обмін речовин, що становить суть прояву життя, принципову властивість, що відрізняє живу матерію від неживої.

Кожна з молекул ДНК є так званою матрицею, своєрідним взірцем для синтезу десятків молекул рибонуклеїнової кислоти (РНК). Тому, якщо молекула ДНК дістала ушкодження своєї структури, вона передає його й молекулам РНК. В свою чергу, кожна молекула РНК є матрицею для синтезу десятків молекул білків, яким також передбачається ушкодження. Таким чином відбувається посилення ушкодження, його множення в сотні і тисячі разів. Більше того, високоенергетичне іонізуюче випромінювання має властивість розривати не тільки зв'язки між електроном і ядром, а й будь-які хімічні зв'язки в молекулах і спричинювати тривалі реакції в клітинах, які залучають у процеси розвитку променевого ураження велику кількість інших біологічно важливих молекул, прямо не зачеплених опроміненням. Це також є шляхом посилення його біологічної дії. Внаслідок цього загальний об'єм молекулярних ушкоджень порівняно з початковим, зумовленим безпосередньо дією випромінювання, збільшується в сотні і тисячі разів, що призводить до

ослаблення контролю над окремими процесами, порушення систем обміну речовин і вресіті-ресіт, до різних радіобіологічних ефектів.

Радіобіологічний ефект - це реакція живого організму на дію іонізуючого випромінювання, що характеризується зміною деяких його ознак та властивостей. Звичайно виділяють два класи радіобіологічних ефектів - соматичні й генетичні. Самотинними радіобіологічними ефектами є зміни, що відбуваються в організмі протягом його онтогенезу - періоду індивідуального розвитку; генетичними - ушкодження, що передаються нащадками, тобто реалізуються в наступних поколіннях. Серед соматичних ефектів розрізняють такі 5 основних типів: радіаційна стимуляція, морфологічні зміни, променева хвороба, прискорення старіння, що призводить до скорочення тривалості життя і загибель. Генетичні або мутагенні ефекти утворюють самотійний клас.

Механізм дії іонізуючого випромінювання

Вплив радіації на людину полягає в іонізації біологічних тканин. Коли радіоактивне випромінювання проходить через тіло або коли в будь яких тканинах організму присутні радіоактивні речовини, енергія рентгенівських γ - хвиль та α -, β - променів передається тканинам, підвергнені опроміненню.

Ця передача енергії призводить до пошкодження клітин. Порушенню їх діяльності і навіть відмиранню. При цьому поглинання енергії в біологічних тканинах розповсюджується не рівномірно, а окремо розрізненими "пачками". В результаті величезна кількість енергії випромінювання передається в певні ділянки яких-небудь клітин й зовсім невелике, якщо взагалі є, в інші.

Мізерність поглинутої кількості енергії, викликаючи тяжкі наслідки, можливо продемонструвати кількома методами.

Наприклад, енергію (дозу) рентгенівського випромінювання, безперечно, летальну для людини при загальному опроміненні, можливо порівняти з тепловою енергією. При цьому смертельна енергія рентгенівського випромінювання буде менше теплової енергії, увібраної організмом після випитої чашки гарячої кави. Або після кількох хвилин прийняття сонячних

ванн в теплий день. В свою чергу енергію смертельної дози поглинутого рентгенівського випромінення можемо порівняти і з механічною енергією: вона буде відповідати роботі, зробленою однією людиною при підйманні тіла другої людини на висоту 40 см. Над рівнем підлоги.

Теплова або механічна енергія поглинається в тканинах рівномірно й однаково. Саме тому, для того, щоб викликати пошкодження в живому організмі, енергії цього типу потребується набагато більше, ніж енергії іонізуючого випромінювання

Для іонізуючого випромінювання нема перешкод в організмі. Кожна молекула може бути іонізована, й звідси починається шлях радіоактивного ураження в вигляді різноманітних радіаційно - хімічних реакцій, біохімічних порушень, розрегуляцій, структурно - функціональних порушень.

Радіація збільшує (не найкращим чином для організму) активність всіх біологічних систем. Основними складовими елементами тіла є кисень, водень, сірка, вуглець. Кисень грає головну роль в розпаді вуглеводів та жирів для отримання енергії. Ця енергія використовується клітинами для синтезу білка, потрібних для формування нової тканини.

Оскільки кисень є в великому обсязі в середині та зовні клітин, утворення великої кількості хімічно активного кисню при радіаційному опроміненні призведе до руйнування інших хімічних сполучень в клітинах. При ураженні певних білків, що знаходяться в клітині, результатом можуть бути мутації, які в свою чергу можуть зробити організм схильним до захворювання на рак.

Таким чином, радіація викликає утворення великої кількості вільних електронів в організмі людини. Це потім призводить до утворення хімічно активного кисню та інших змінених речовин, які розділяють тканини, викликають:

- порушення структури клітини;
- пригнічення активності ферментів;
- утворення аномальних білків;
- утворення речовин збуджуючих мутації та рак;

- гибель клітин.

Дія іонізуючого випромінювання на рослини, тварини та людину.

На початку 20-х років німецький фізик Ф.Десауер почав досліджувати причини радіобіологічного парадокса. Він міркував так. В 1 см^3 живої тканини міститься до 10 млрд. біологічно важливих молекул, якщо такими вважати молекули масою понад 5000. Отже в 1 см^3 тканини 10^{18} молекул.

При опроміненні організму летальною дозою в такому об'ємі тканини, як щойно підраховали, виникне $5 \cdot 10^{12}$ іонізацій, наслідком яких стане утворення саме такої кількості пар іонів. Така ж максимальна кількість молекул може зазнати ушкоджень внаслідок опромінення. Відносно загальної кількості молекул це становитиме дуже малу величину - ушкодження зазнає 1 з 200000 молекул. І це призводить до загибелі організму! Навіть якщо з фундаменту будинку, побудованого з 200000 цеглин, витягнути одну то будинок стоятиме, а живий організм гине.

Нині відомо, що хромосоми складаються з великої кількості молекул дезоксирибонуклеїнової кислоти і що саме молекули ДНК є тими чутливими до іонізуючого випромінювання елементами клітини, так званими «мішенями», що відповідають за радіаційне ураження. Але в живому організмі природа зв'язків між окремими молекулами має не тільки характер хімічних зв'язків, як у неживій речовині, а й виявляється ще у вигляді своєрідних міжмолекулярних взаємодій, конкретних узгоджених взаємовідносин. Ще більшою мірою це виявляється на рівні клітин, окремих систем, органів і в цілому зумовлює постійно діючий обмін речовин, що становить суть прояву життя, принципову властивість, що відрізняє живу матерію від неживої. Кожна з молекул ДНК є так званою матрицею, для синтезу РНК. Високоенергетичне іонізуюче випромінювання має властивість розривати не тільки зв'язки між електроном ядром, а й будь-які хімічні зв'язки в молекулах і спричинювати тривалі реакції в клітинах. Внаслідок цього загальний об'єм молекулярних ушкоджень порівняно з початковим, зумовленим безпосередньо дією випромінювання, збільшується в сотні і тисячі разів, що призводить до

ослаблення контролю над окремими процесами, порушення систем обміну речовини, вресіті-ресіт, до різних радіобіологічних ефектів.

Профілактика радіоактивного забруднення харчових продуктів

Згідно з рекомендаціями Міністерства по контролю за радіаційним забрудненням (1987 р.), для запобігання можливим вадам розвитку доза опромінення на все тіло не повинна перевищувати 50 Р, а на орган чи тканину — 500 Р. Іонізуюче випромінювання, яке діє на гонади в дозах 100-200 Р, впливає на ооцити і зумовлює тимчасову безплідність, а в дозі 400 Р — стійку безплідність.

Що стосується небезпеки генетичного виродження людства (зокрема, на сучасному етапі), то можна сказати, що ризик народження хворої дитини через опромінення чи інший шкідливий вплив саме внаслідок мутації (природні або викликані штучно зміни спадкових особливостей організмів, які змінюють їх морфологічні і (або) фізіологічні поведінкові ознаки) не такий вже й великий. За даними експертів ООН (1977 р.), генетичні хвороби внаслідок опромінення в дозі 1 рад популяції в 1 млн новонароджених виникають у першому поколінні в 63 випадках, що складає 0,06% від загального числа генетичних хвороб у популяції. Однак для нащадків хворої дитини ризик успадкувати захворювання вже становить 50%.

Пошкоджуюча дія радіації на плід людини (тератогенний ефект) можлива, якщо дози опромінення перевищують 20-25 рад. Водночас, генетично значною, тобто такою, що здатна викликати патологічні зміни у хромосомному апараті плода, вважають дозу 10 рад.

Слід пам'ятати, що загрозу для здоров'я людини становить і ще не вивчений механізм поєднання зовнішнього і внутрішнього опромінення (повітря, їжа), зовсім не досліджене і явище синергізму — взаємодії радіації з хімічними речовинами — свинцем, пестицидами тощо.

Після аварії на ЧАЕС сільськогосподарські угіддя зазнали значного радіоактивного забруднення, особливо в Київській, Житомирській, Чернігівській та Рівненській областях. Продукція, яка вирощується на цих

угіддях, забруднена радіонуклідами. Тому для використання її в харчовому раціоні необхідно здійснювати певні профілактичні заходи. Перед кулінарною та технологічною обробкою харчової сировини її очищають механічними способами від забруднення землею, яка містить радіонукліди. Картоплю, овочі, фрукти та ягоди ретельно миють теплою проточною водою. Гриби і ягоди бажано вимочувати впродовж 2-3 год. Це дає змогу зменшити радіоактивність на 80% переважно за рахунок видалення.

У процесі варіння харчової сировини значна частина радіонуклідного забруднення екстрагується у відвар. З грибів, щавлю, гороху, капусти та буряків через 5-10 хв. варіння до 60-85% ^{137}Cs переходить у відвар, який зливають і видаляють. Гриби варто відварити двічі підряд упродовж 10 хв щоразу, видаляючи перший і другий відвари. М'ясо і рибу, виловлену в місцевий водоймах, вимочують у воді впродовж 1,5 год, а потім ріжуть дрібними шматками і варять у чистій воді протягом 10 хв., відливають відвар, знову заливають продукт чистою водою і готують страву.

Продукти, забруднені радіонуклідами, недоцільно смажити, їх краще тушкувати. При видаленні з риби кісток і плавників вміст ^{137}Cs зменшується на 40%. Попереднє видалення кісток з м'яса сприяє майже повному видаленню радіонуклідів.

Якщо варити у несолоній воді, перехід радіонуклідів у бульйон зменшується на 40%. Якщо картоплю варити неочищеною, в ній залишається менше радіонуклідів. Близько половини ^{137}Cs видаляється із засолених грибів, овочів, фруктів. При переробці зерна на борошно та крупи вміст ^{90}Sr зменшується в них на 60-90%. При приготуванні з молока сиру в продукті залишається 10-29% ^{137}Cs , у масло й сметану переходить відповідно 1,5 і 9%.

Харчування в умовах радіаційного забруднення

З метою зменшення шкідливого впливу радіонуклідів на організм людини і запобігання його негативним наслідкам потрібно обмежити їх надходження в організм із навколишнього середовища. Цього можна досягти як за рахунок

технологічної та кулінарної обробки, так і за рахунок застосування радіопротекторів.

Радіозахисні властивості мають білки, поліненасичені жирні кислоти, деякі амінокислоти, тіамін, рибофлавін, складні не крохмальні вуглеводи, вітамін Р, каротин та деякі мінеральні речовини.

В умовах радіаційного забруднення особливо бажаними є сірковмісні амінокислоти - цистеїн і метіонін. Вони містяться в значних кількостях в білку молока та яєць, у бобових та вівсяній крупі, домашньому сири, курячому м'ясі й соняшниковому насінні, а також капусті, петрушці, цибулі.

До раціону повинні входити й жири, переважно рослинні, що містять поліненасичені жирні кислоти й антиоксиданти. Слід збільшити кількість не крохмальних вуглеводів - харчових волокон полісахаридів, пектинових речовин і зменшити споживання цукру. Оптимальна доза пектину становить 2 - 4 г (для дітей 1-2 г) на добу.

Вміст пектину в 100 г деяких овочів і фруктів, г

Абрикоси - 0,7	Агрус - 0,7	Малиновий сік - 2
Вишні 0,4	Персики - 0,7	Зелений горошок - 2,5
Полуниці - 0,7	Сливи - 0,9	Столовий буряк - 1.0
Смородина -1,1	Яблука - 1,2	Томати - 0,3
Сік шовковиці - 2,2	Картопля - 0,5	Виноград - 0,6

Потреба дорослої людини в аскорбіновій кислоті становить 70-100 мг на добу. Вона захищає від негативного впливу радіонуклідів стінки судин, капілярів та мембрани клітин. Овочі та фрукти забезпечують організм аскорбіновою кислотою, каротином, біофлавоноїдами, пектиновими речовинами та органічними кислотами. Багато аскорбінової кислоти і калію в картоплі, якої потрібно споживати не менше 350-400 г на добу. Серед фруктів - чорна смородина, лимони, шипшина. Серед овочів - кріп, який у тричі багатший на аскорбінову кислоту за лимони.

Вітамін А (каротин), що міститься у моркві, кукурудзі, пастернаку, шпинаті, капусті та гарбузі має протипухлинні та радіопротекторну дію

Цинк, що міститься в овочах і фруктах, блокує поглинання організмом радіонукліда ^{65}Zn

Вітаміни групи В потрібні у кількості 17-25 мг на добу. Вони містяться в молоці, чорному хлібі, бобових, яйцях, печінці, а також у горіхах, гарбузовому та соняшниковому насінні. Характерною є радіозахисна властивість горіхів і насіння, які мають низький вміст радіонуклідів та хімічних токсинів.

Добова потреба у такому антиоксиданті як токоферол (вітамін Е) становить 20 мг. Цього вітаміну багато у зародках злаків (2,5 г на 100 г) та висівковому хлібі, а також міститься він у горіхах та насінні (соняшниковому й гарбузовому).

Для запобігання шкідливого впливу радіоактивних ^{137}Cs та ^{90}Sr необхідно насичувати організм солями калію та кальцію. Багато калію міститься в овочах (огірки) і фруктах, кальцію - в домашньому сирі і молоці. Добова потреба в кальції для дорослої людини становить 800 мг, для дітей 1200 мг. Цю потребу можуть задовольнити 100 г сиру або 0,5 л молока.

Особливе значення в умовах радіоактивного забруднення в харчовому раціоні мають кровотворні мікроелементи - залізо, мідь, манган та кобальт. Добова потреба в мангані становить 5 мг, міді - 2 мг і заліза - 14 мг. Багато цих мікроелементів міститься в м'ясних продуктах, печінці, крові, яблуках та вівсяній крупі. Нестача такого елемента як йод спричинює гіперплазії щитоподібної залози. Поповнити дефіцит йоду можна за рахунок вживання йодованої солі, а також морської риби, водоростей.

До раціону слід включати кавуни й дині, багаті на органічні кислоти, пектинові речовини, каротин й калій.

Корисним продуктом є бобові, особливо квасоля, що містить повноцінний білок, метіонін, цистин, полі ненасичені жирні кислоти та магній. Магній сприяє оптимальному засвоєнню кальцію і перешкоджає засвоєнню радіоактивного ^{90}Sr . Щодня потрібно споживати 150 - 200 г яблук, абрикос, персиків, слив та вишень.

Підготувати реферати

Променева хвороба.

Радіочутливість, радіостійкість рослин, тварин та організму людини.

Питання для самоконтролю:

1. Умови опромінення рослин.
2. Які ви знаєте джерела природного та штучного іонізуючого випромінювання?
3. Які заходи профілактики радіаційного забруднення харчових продуктів вам відомі?
4. Які ви знаєте заходи зниження надходження радіоактивних речовин?
5. Які технологічні прийоми використовують для очищення продуктів рослинництва та тваринництва?
6. Механізм дії іонізуючого випромінювання.

Тема 7. *Гігієна праці під час роботи на забруднених територіях*

План:

1. Особливості дії відкритих джерел іонізуючого випромінювання на організм людини. Міри захисту.
2. Дезактивація обладнання, спецодягу і техніки.
3. Обладнання радіологічних лабораторій.
4. Норми радіаційної безпеки. Одиниці виміру.
5. Безпорогові і порогові дози навантаження.
6. Радіаційна гігієна і санітарія

Література. Л.1 ст. 236-248, Л. 2 ст. 18, Л.3 ст. 33.

Нормативні акти:

Рекомендації міжнародної комісії з радіоактивного захисту (МКРЗ) 1989-1998 р.;

Міжнародні основні норми безпеки для захисту від іонізуючого випромінювання серія „Безпека" № 115;

Нормативно-технічний документ „Критерії захисту населення у випадку аварії ядерного реактора", 1980 р.

Після опрацювання даної теми **студенти повинні знати:**

1. Основні принципи захисту радіаційної безпеки людини.
2. Які є категорії опромінення осіб.
3. Які основні вимоги до розміщення і обладнання радіобіологічних лабораторій.
4. Способи дезактивації приміщень, обладнання, спецодягу.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Розкриваючи сутність проблеми звернути увагу на основні дозові границі і допустимі рівні опромінення різних категорій осіб.

Особливості дії відкритих джерел іонізуючого випромінювання на організм людини. Міри захисту

Радіаційна безпека при роботі з різними джерелами іонізуючого випромінювання, які все ширше застосовуються в різних галузях сільськогосподарської радіології, вимагає дотримання комплексу захисних заходів, які проводять залежно від конкретних умов роботи, виду випромінювання і типу його джерела. Основне їх призначення - захист людини від зовнішнього, внутрішнього і змішаного опромінення.

Закритими називаються будь-які джерела іонізуючого випромінювань, будова яких виключає надходження радіоактивних речовин у навколишнє середовище при передбачуваних умовах їх експлуатації. До них належать гамма-опромінювачі різного призначення, джерела альфа - і бета-випромінювань, виготовлені у вигляді дисків, сплавів, стержнів, сталених ампул, а також рентгенівські апарати. Вони можуть призводити тільки до зовнішнього опромінення, тому всі захисні заходи розробляються з урахуванням цієї обставини.

Відкритими називаються такі джерела іонізуючих випромінювань, при роботі з якими можливе надходження радіоактивних речовин у навколишнє середовище. Це ізотопи, які використовуються у вигляді газів, аерозолів, аерозолей рідин, порошків. До них можуть належати і продукти сільськогосподарського виробництва, що містять радіоактивні речовини в концентраціях, які дають можливість віднести їх до твердих чи рідких радіоактивних відходів.

За Основними санітарними правилами (ОСП) всі радіонукліди як потенціальні джерела внутрішнього опромінення умовно поділяють на 4 групи радіотоксичності:

група А — радіонукліди особливо високої радіотоксичності, допустима активність яких на робочому місці до $3,7 \cdot 10^3$ Бк. До цієї групи належать 39 ізотопів, у тому числі ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{239}Pu , ^{241}Am та інші трансуранові елементи;

група Б — радіонукліди високої радіотоксичності, допустима активність яких на робочому місці $3,7 \cdot 10^4$ Бк. Таких елементів 23, у тому числі ^{90}Sr , ^{131}I , ^{106}Ru , ^{223}Ra , ^{227}Ra та ін.;

група В — радіонукліди середньої радіотоксичності, допустима активність яких на робочому місці $3,7 \cdot 10^5$ Бк. До цієї групи належать 162 ізотопи, у тому числі ^{24}Na , ^{32}P , ^{35}S , ^{42}K , ^{56}Mn , ^{60}Co , ^{89}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{144}Ca ;

група Г — радіонукліди малої радіотоксичності, допустима активність яких на робочому місці $3,7 \cdot 10^6$ Бк. До цієї групи належать ^3H , ^{14}C , ^{33}P , ^{64}Cu , ^{197}Pt і ще 40 ізотопів.

Робота з радіоактивними речовинами, які використовуються у відкритому вигляді, проводиться в спеціально обладнаних приміщеннях чи лабораторіях, до яких ставляться певні санітарно-гігієнічні вимоги.

При роботі з відкритими джерелами можливе не тільки додаткове зовнішнє, а й внутрішнє опромінення.

Принципи захисту від зовнішнього опромінення впливають з таких основних закономірностей поширення іонізуючого випромінювання і характеру його взаємодії з речовинами:

доза зовнішнього опромінення пропорційна інтенсивності і часу дії випромінювання;

інтенсивність випромінювання від джерела прямо пропорційна кількості квантів або частинок, що виникають в ньому за одиницю часу, і обернено пропорційна квадрату відстані;

проходячи крізь речовину, випромінювання поглинається нею, і його пробіг залежить від густини цієї речовини.

З цих закономірностей впливають і основні принципи захисту від зовнішнього випромінювання:

- 1) часом (скорочення часу роботи з джерелами);
- 2) кількістю (зменшення потужності джерела або активності радіоактивної речовини на робочому місці);

3) екранами (екранування джерел матеріалами, які поглинають іонізуюче випромінювання);

4) відстанню (збільшення відстані від джерела до найбільш можливої).

У комплексі захисних заходів варто враховувати також вид випромінювання радіоактивних речовин (α - та β -частинки і γ -кванти). У зв'язку з різною природою і фізичними властивостями випромінювань захист від їх певного виду має особливості.

Захист від зовнішнього опромінення α -частинками не потрібен, оскільки їх пробіг в повітрі становить 2,4— 11 см. Спецодяг повністю захищає від них.

β -частинки при зовнішньому опроміненні впливають на шкірні покриви і рогівку очей, а у великих дозах спричиняють сухість і опіки шкіри, катаракту, крихкість нігтів. Для захисту від β -потоків використовують гумові рукавиці, окуляри й екрани, виготовлені з матеріалів з малою атомною питомою масою (органічне скло, пластмаси, алюміній).

При особливо потужних потоках β -частинок слід використовувати додаткові екрани для захисту від гальмівного випромінювання: фартухи й рукавиці з просвинцьованої гуми, просвинцьоване скло, ширми, бокси.

Для захисту від зовнішнього рентгенівського і гамма-випромінювання треба скорочувати час безпосередньої роботи з джерелом випромінювання, використовувати захисні екрани, які поглинають випромінювання, збільшувати відстані й використовувати джерела з мінімально можливим іонізуючим випромінюванням.

Наведені способи захисту можуть бути використані окремо або в різних можливих комбінаціях, з тим щоб доза зовнішнього фотонного опромінення не перевищувала 0,017 Р на день і 0,1 Р на тиждень.

Захист скороченням часу безпосередньої роботи з джерелами гамма-випромінювання досягається швидкістю маніпуляцій з препаратом

в результаті високої тренованості персоналу, скороченням робочого дня і робочого тижня.

Приклад. Знаючи, що препарат ^{60}Co створює потужність дози на відстані 50 см від джерела випромінювання 15 Р/год, визначити безпечну тривалість роботи з цим препаратом.

Відомо, що ГДД не повинна перевищувати 0,017 Р за 6 год. Визначаємо безпечний час (t):

$$t = \frac{360 \cdot 0.017}{1.5} = 40.6 \text{с}$$

Найефективнішим захистом від гамма-випромінювання є використання захисних екранів з матеріалів з великою атомною масою (свинець, чавун та ін.).

За конструкцією всі захисні екрани поділяються на стаціонарні (стіни, ніші, колодязі) і пересувні (переносні екрани, ширми, контейнери, захисні фартухи). Товщину екранів визначають за шарами половинного послаблення (шар половинного послаблення — це така товщина будь-якої речовини, що вдвічі знижує дозу проникаючої радіації) (табл. 8).

Таблиця 8. Товщина шару половинного послаблення γ -випромінювання для різних матеріалів (E-1 MeV)

Матеріал	Густина матеріалу, г/см ³	Товщина шару $\Delta 1/2$, см
Вода	1	13
Деревина	0,7	21
Поліетилен	0,9	14
Склопластик	1,4	10
Бетон	2,3	5,6
Алюміній	2,7	6,5
Сталь, залізо	7,8	1,8
Свинець	11,3	1,3

Товщину захисного екрана обчислюють за кратністю послаблення дози, розрахунок починають з визначення дози без захисту. Визначивши кратність передозування, обчислюють послаблення дози до гранично допустимого рівня, використовуючи для цього показник товщини шару половинного послаблення (табл. 9).

Таблиця 9. Залежність кратного зниження дози від товщини шару половинного послаблення

КІЛЬКІСТЬ шарів половинного послаблення	Кратність зниження дози	КІЛЬКІСТЬ шарів половинного послаблення	Кратність зниження дози
1	2	9	512
2	4	10	1024
3	8	11	2 048
4	16	12	4 096
5	32	13	8 192
6	64	14	16 384
7	128	15	32 768
8	256	16	65 536

Шар половинного послаблення свинцю залежить від енергії γ -квантів. Так, при енергії γ -квантів 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1; 1,5 і 20 МеВ шар половинного послаблення дорівнюватиме відповідно 0,2; 0,4; 0,7; 1; 1,7 і 2 см.

Захисту відстанню досягають за допомогою приладів для дистанційної роботи з радіоактивними речовинами (дистанційні інструменти, подовжувачі, маніпулятори тощо). Цей спосіб досить ефективний, оскільки при збільшенні відстані від джерела іонізуючих випромінювань в 2 рази доза зменшується в 4 рази.

Використовуючи закон обернених квадратів, можна визначити відстань, безпечну для роботи з радіоактивними речовинами, за формулою

$$\frac{D_1}{D_2} \cdot \frac{R_2^2}{R_1^2}, \text{ звідки } R_2^2 = \frac{D_1 R_1^2}{D_2},$$

де D_1 — відома доза, виміряна на відстані R_1 ; D_2 — ГДД за добу (0,017 Р); R_2 — невідома безпечна відстань.

Основними принципами захисту під час роботи з відкритими джерелами іонізуючих випромінювань, які створюють внутрішнє опромінення організму, є такі:

використання принципів захисту, які застосовуються при роботі з джерелами випромінювання в закритому вигляді;

герметизація виробничого обладнання з метою запобігання забрудненню приміщення лабораторії та навколишнього середовища радіоактивними речовинами;

заходи планового характеру;

використання санітарно-технічних пристроїв і обладнання, застосування спеціальних захисних матеріалів;

використання засобів індивідуального захисту;

виконання правил особистої гігієни;

дезактивація приміщень, апаратури і засобів індивідуального захисту.

Принципи радіаційної безпеки

Правила безпеки роботи з радіоактивними речовинами мають свою специфіку і регламентуються Міжнародною комісією з радіоактивного захисту (МКРЗ), рекомендації якої коригує і затверджує Міжнародний радіологічний конгрес. На основі прийнятих конгресом пропозицій МКРЗ в усіх країнах видаються відповідні правила і закони, що визначають норми безпеки роботи з радіоактивними речовинами.

За останніми рекомендаціями МКРЗ і даними вітчизняних дослідників Національна комісія з радіаційного захисту (НКРЗ) розробила Норми радіаційної безпеки України (НРБУ), Основні санітарні правила роботи з радіоактивними речовинами та іншими джерелами іонізуючих випромінювань (ОСП).

ОСП і НРБУ встановлюють основні вимоги до радіаційної безпеки. Поширюються на підприємства і заклади всіх міністерств та відомств, які виробляють, обробляють, використовують, зберігають, транспортують природні та штучні радіоактивні речовини, інші джерела випромінювання. А також переробляють і знешкоджують радіоактивні відходи.

У НРБУ передбачені такі основні принципи радіаційної безпеки: не перевищення встановленої основної дозової границі; запобігання будь-якому необґрунтованому опроміненню; зниження дози опромінення до найнижчої границі.

У НРБУ відображені гранично допустимі дози зовнішнього опромінення і гранично допустимі кількості надходження радіонуклідів в організм людини, які створюють внутрішнє опромінення.

Дозові границі, встановлені НРБУ, не включають дозу, одержану населенням при медичних дослідженнях і лікуванні, та дозу, зумовлену природним радіаційним фоном.

Для окремих осіб прийнятним вважається ризик стохастичних ефектів (ракові пухлини, генетичні зміни) опромінення в діапазоні $1 \cdot 10^{-6}$ - $1 \cdot 10^{-5}$ на рік і становить не більш як 0.1 % ризику, прийнятого для професіоналів.

У практиці радіаційного захисту приймається положення про те, що рівень безпеки, необхідний для захисту людини, є достатнім і для інших компонентів біосфери, зокрема для флори і фауни.

Дезактивація обладнання, спецодягу і техніки

В усіх приміщеннях лабораторії, де виконуються роботи з відкритими радіоактивними джерелами, щодня здійснюють вологе прибирання з миттям підлоги, стін, дверей, вікон і зовнішніх поверхонь обладнання. Сухе прибирання приміщень забороняється.

У лабораторії постійно повинен бути стабільний запас дезактивуючи засобів (щавелева кислота, фосфати, мийні засоби „Новость", „Кристалл", „Защита" тощо), які підібрані з урахуванням ізотопів та їх сполук, а також стану поверхонь, що потребують дезактивації.

При забрудненні радіоактивними речовинами приміщень або окремих їх ділянок (підлоги, стін) їх негайно дезактивують. Якщо вони забруднені порошкоподібною сухою речовиною, то її збирають трохи зволоженою ганчіркою, попередньо ввімкнувши вентиляцію. Велику кількість розлитих радіоактивних рідин засипають тирсою. Після видалення основної кількості радіоактивних речовин, залишки забруднення ліквідують обробкою спеціальними мийними засобами. Дезактивують забруднену поверхню м'якими щітками, змоченими мийними засобами, або змиванням.

Після дезактивації спеціальними засобами оброблювану поверхню інтенсивно промивають водою і протирають сухою чистою ганчіркою. Після цього контролюють чистоту поверхні відповідним радіометричним приладом.

Радіоактивне забруднення зовнішніх поверхонь обладнання, інструментів, лабораторного посуду, поверхонь робочих приміщень і відділів для зберігання спецодягу не повинне перевищувати допустимих рівнів.

Використані щітки, тампони збирають у пластикові мішки чи інші ємності і видаляють як радіоактивні відходи. Як мийні засоби можуть бути використані такі розчини:

1. Порошок типу „Новость” - 10; соляна кислота (питома маса 1,18) - 40; гексаметафосфат натрію - 4; вода - до 1 л.

Гексаметафосфат натрію розчиняють в 400 мл. води при нагріванні до температури 60°C. Окремо розчиняють порошок „Новость” в 500 мл води і змішують розчини з гексаметафосфатом натрію кімнатної температури. До суміші додають соляну кислоту. Розчин розмішують.

2. Щавлевої кислоти - 10; кухонної солі - 50; контакту Петрова - 300.

Якщо не вдалося ефективно провести дезактивацію вказаними засобами, для обробки поверхонь використовують розчини:

3. Перманганату калію - 40; сірчаної кислоти - 5 (питома маса 1,84); води - до 1 л.

Перманганат калію розчиняють в 1л води при нагріванні до температури 60°C, потім охолоджують до кімнатної температури. До розчину додають сірчану кислоту і розмішують.

Норми радіаційної безпеки. Одиниці виміру

Залежно від можливих наслідків впливу іонізуючих випромінювань на організм Норми радіаційної безпеки України (НРБУ) встановлено три категорії випромінюваних осіб:

- категорія А - професійні робітники, які працюють безпосередньо з джерелами іонізуючого випромінювання. Це рентгенологи, радіологи, працівники АЕС, радіохімічних заводів і деякі представники інших спеціальностей, загальна чисельність яких не повинна перевищувати 1 % населення країни;

- категорія Б - обмежена частина населення - особи, що проживають на території так званих зон спостереження, які не працюють безпосередньо з джерелом випромінювання, але за умовами проживання, професійною діяльністю і розміщенням робочих місць можуть потрапити під вплив радіоактивних речовин та інших джерел випромінювання, які використовуються в установах або надходять в навколишнє середовище з відходами. Кількість осіб категорії Б не повинна перевищувати 3 % населення.

Гранично допустимою дозою, або основною дозовою межею, для осіб категорії А є така максимальна індивідуальна еквівалентна доза за календарний рік, яка при рівномірному впливі протягом 50 років не може спричинити в стані здоров'я негативних змін, що виявляються сучасними методами досліджень.

Для обмеженої частини населення (категорії Б) встановлено границю дози (ГД) - граничну індивідуальну еквівалентну дозу за рік, при якій рівномірне опромінення протягом 70 років не може зумовити в стані здоров'я негативних змін, які виявляються сучасними методами досліджень. Регламентація і контроль за опроміненням осіб категорії В належать до компетенції Міністерства охорони здоров'я України.

Відносно зменшення радіочутливості встановлено три групи критичних органів: I - весь організм, монада, черговий кістковий мозок; II - м'язи, щитовидна залоза, легені, печінка, селезінка, кишки, кришталик ока та інші органи, не віднесені до I і III груп; III - кісткова тканина, шкірний покрив, кисті, передпліччя, стопи.

Гранично допустимі соматичні дози зовнішнього і внутрішнього опромінення для персоналу (категорія А) і границі дози зовнішнього і внутрішнього опромінення для осіб категорії Б на різні групи критичних органів. Для осіб категорії В встановлена границя дози 0.1 бер/год.

Допустима потужність дози у приміщеннях постійного перебування персоналу не повинна перевищувати 29 мкЗв, а в житлових приміщеннях на території зони спостереження осіб категорії Б - 0.3 мкЗв/год.

Таблиця 10. Дозові границі зовнішнього та внутрішнього опромінення, мЗв/рік (бер/рік)

Дозові границі за рік	Група критичних органів		
	I	II	III
Гранично допустима доза для осіб категорії А	50(5)	150(15)	300(30)
Границя дози для осіб категорії Б	5(0,5)	15(1,5)	30(3)

Гранично допустиме надходження - це таке надходження радіоактивних речовин в організм протягом року, яке за 50 років створює в критичному органі еквівалентну дозу, що дорівнює 1 ГДД. Гранично допустиме річне надходження радіоактивних речовин в організм залежить від ДК радіоактивних речовин, встановленої на основі їх радіотоксичності.

Границя річного надходження - це таке надходження радіоактивних речовин в організм протягом року, яке за 70 років створює в критичному органі осіб категорії Б еквівалентну дозу, що дорівнює 1 ГД.

Безпорогові і порогові дози навантаження

Природні джерела іонізуючої радіації діяли на біологічні об'єкти в тому числі і на людину за всю історію їх існування. Сьогодні вже експериментально доведено, що малі дози радіації стимулюючи діють на

живі організми. У зв'язку з цим введено поняття *індивідуальної гранично допустимої дози* (ІГДД). Обрахувати її можна наступним чином. Людина в середньому за 1 рік отримує близько 2,4 мЗв, тобто за 70 років життя накопичується доза:

$$2,4 \text{ мЗв/рік} \times 70 \text{ років} = 168 \text{ мЗв.}$$

Відповідно до нормативних документів по радіаційному захисту ІГДД, яку людина може отримати за весь період життя не повинно більше чим в двічі перевищувати природну дозу:

$$168 \text{ мЗв} \times 2 = 336 \text{ мЗв.}$$

Це значення відповідає положенню що затверджено багатьма міжнародними установами, про те що для здоров'я шкідлива доза більша за 35 бер за усе прожите життя, тобто за 70 років. Відповідно до міжнародних норм, припускається, що доза 1 бер скорочує життя на 7 діб за рахунок вірогідності померти від раку. Виходячи з цього не важко зробити розрахунок. Скажімо 35 бер призводять до скорочення життя всього на 245 діб. В той же час як Інститут медично-біологічних проблем формування здоров'я (м. Москва, РФ) приводить наступні данні [15]: тривалість життя на 20% залежить від стану нашого здоров'я на теперішній час, на 20% - навколишнього середовища, 10% - від якості медичного обслуговування, на 50% - від образу життя (тобто від нас самих).

По космічним нормативам, що набули чинності з 1987 року космонавти отримують дозу разового радіаційного впливу у польоті 500 мЗв сумарну дозу за 5 років професійної діяльності в 4 Зіверт. Наприклад, 25 річний космонавт за рік польоту може гранично отримати 665 мЗв опромінення. Тому при відборі до космонавтів значні вимоги висуваються до стану здоров'я кандидата.

Таким чином, максимальне річне опромінення з урахуванням природних джерел не повинно перевищувати 5 мЗв. Звідси легко розрахувати *граничнодопустиму потужність радіації*:

$$5\text{мЗв/рік} = (5 \times 10^3) : (365 \times 24) = 0,57 \text{ мкЗв/годину}.$$

Відповідно рекомендаціям Міжнародної комісії по радіаційному захисту (МКРЗ) в Всесвітнього товариства охорони здоров'я (ВТОЗ) радіаційний рівень, що відповідає природному фону 0,1 - 0,2 мкЗв/год (10-20 мкР/год) вважається *нормальним*, рівень 0,2 - 0,6 мкЗв/год - *допустимим*, а рівень вище 0,6 - 1,2 мкЗв/год (60-120 мкР/год) з урахуванням коефіцієнту екранування - *підвищеним*. Коефіцієнт послаблення (екранування) для каменних споруд дорівнює 10, а для дерев'яних - 2.

Для порівняння: середня потужність радіації кольорового телевізора складає приблизно 40 - 50 мкР/год, а при польоті у літаку на висоті 10-12 тис.км $\sim$ 500 мкР/год. Оскільки від природних джерел людина отримує 240 мкЗв у рік, то "залишок" до річної допустимої норми вона може отримати за 22 години у літаку, 216 діб перегляду кольорового телевізора, або за одне рентгеноскопичне дослідження зубу в рентгенкабінеті.

Приклад.

Потужність рентгенівського апарату становить 600 Р/год. Визначити поглинуту дозу, отриману при рентгеноскопії грудної клітини на серце, легені, молочну залозу, червоний кістковий мозок, кісткову тканину, якщо час експозиції становив 3 хв.

Розв'язання.

1. Визначаємо експозиційну дозу:

$$D_x = (600 \text{ Р/год} \times 3) : 60 = 30 \text{ Р}$$

2. Визначаємо поглинуту дозу на:

$$\text{- серце: } 30 \times 0,30 = 9 \text{ рад;}$$

- легені: $30 \times 0,12 = 3,6$ рад;
- молочну залозу: $30 \times 0,15 = 4,5$ рад;
- червоний кістковий мозок: $30 \times 0,12 = 3,6$ рад;
- кісткову тканину: $30 \times 0,03 = 0,9$ рад.

3. Визначаємо сумарну дозу на організм: $9 + 3,6 + 4,5 + 3,6 + 0,9 = 21,6$ рад.

Відповідь: 21,6 рад.

Приклад.

Препарат ^{60}Co створює потужність дози 0,5 Р/год на відстані 50 см від джерела. Визначте безпечний час роботи з даним препаратом, якщо ГДД не може перевищувати 7 мР на 6 годин робочого часу.

Розв'язання.

Знаючи, що ГДД не може перевищувати 7 мР за 6 годин робочого часу визначаємо безпечний час t у секундах:

$$t = (7 \times 60 \times 60) : 500 = 50,4 \text{ (с)}$$

Відповідь: 50,4 с.

Вправи для самостійної роботи

1. Користуючись параметром Бора, визначити які з наведених нуклідів є радіоактивними: ^{223}Fr , ^{222}Ra , ^{131}Xe , ^{209}Po , ^{204}Tl , ^{207}Pb , ^{209}Bi .

2. Визначте число протонів та нейтронів у наступних нуклідах: ^{223}Fr , ^{222}Ra , ^{131}Xe , ^{209}Po , ^{204}Tl , ^{207}Pb , ^{209}Bi .

Радіаційна гігієна і санітарія

Особи, які працюють з відкритими радіоактивними джерелами, забезпечуються засобами індивідуального захисту (халатами, шапочками, рукавицями, пластикатовими нарукавниками, фартухами), а при ліквідації аварій — напівхалатами, напівкомбінезонами,

пневмокостюмами та додатковим спецвзуттям (гумовими чоботами, пластиковими слідами, бахілами); при роботі з радіоактивними газами, аерозолями, порошками – фільтруючими засобами захисту органів дихання (респіраторами «Лепесток», «Снежок», протигазами); для захисту очей використовують окуляри або щитки з оргскла.

У приміщенні для роботи з відкритими радіоактивними речовинами забороняється:

- перебування співробітників без необхідних засобів індивідуального захисту;

- зберігання харчових продуктів, тютюнових виробів, косметики, домашнього одягу;

- приймання їжі, паління, користування косметикою;

- набирати розчин у піпетку ротом. Усі маніпуляції з піпеткою здійснюють за допомогою гумової груші або використовують автоматичні піпетки із змінним наконечником.

Усі роботи з радіоактивними речовинами виконують в кюветі, вкритій шаром фільтрувального паперу, який після роботи викидають у мішки із пластика для збору радіоактивних відходів.

Після закінчення роботи співробітник повинен прибрати своє робоче місце, дезактивувати посуд, інструменти та інше обладнання до гранично допустимих рівнів, контролюючи їх чистоту радіометричними приладами.

При виході з приміщень, де працюють з радіоактивними речовинами, необхідно зняти спецодяг, рукавиці та інші засоби індивідуального захисту, ретельно вимити руки і перевірити їх чистоту на радіометричному приладі. Забрудненість шкірних покривів не повинна перевищувати допустимих значень.

При негайному обробленні шкіри, незалежно від ступеня її забруднення і дезактивууючої речовини, видаляється до 90 - 98% нефіксованих радіоактивних речовин, що знаходяться на ній.

При невеликому забрудненні (перевищення допустимих рівнів не більш як у 2,5 раза) радіоактивні речовини вимивають теплою проточною водою (не вище як 35°C) з 72% господарським милом за допомогою волосяної щітки. Щіткою користуються без натиску, щоб не пошкодити шкіру і запобігти проникненню радіоактивних речовин в організм.

Якщо відбулася фіксація радіоактивних речовин шкірою в результаті реакції їх з білками шкіри, звичайна обробка водою та милом неефективна. Для ліквідації залишкової активності використовують мийні засоби, підібрані залежно від хімічних властивостей радіоактивної речовини: адсорбенти (коалінова паста, порошок «Новость» тощо), комплексоутворювачі (трилон Б, тринатрієва сіль, лимонна кислота, унітіол, оксатіол, розчин соди тощо), слабкі розчини кислот (здебільшого соляної і лимонної).

При дезактивації треба враховувати хімічні закономірності. Наприклад, забруднення радіоактивним фосфором не слід змивати милом, оскільки при цьому утворюються нерозчинні фосфати. Краще користуватись синтетичним засобом, наприклад ОП-10 або 2% розчином соди.

Радіоактивний йод краще видаляється при обробленні водою з милом з наступним використанням окислювачів (перманганату калію) і розчину сульфату.

При незначних забрудненнях шкірних покривів необхідно ретельно вимитися під душем (з господарським 72% милом або засобом ОП-10). При потребі дезактивують шкіру протягом 2 хв розчином №3. Дуже забруднені ділянки шкіри спочатку обробляють міцним розчином перманганату калію і 5% розчином сульфату натрію. Потім старанно миються під душем. Дезактивовані поверхні шкіри витирають серветками разового використання, які потім ліквідують як тверді радіоактивні відходи.

Якщо радіоактивне забруднення супроводжувалось незначним пораненням шкіри, то ранку треба кілька разів промити теплою проточною водою, а потім штучно викликати кровотечу під струменем води.

Обличчя дезактивують водою з милом, волосся – водою з шампунем, в яку додають 30% лимонну кислоту. Очі промивають під струменем теплої води при широко розкритих повіках.

Якщо одноразове оброблення частин тіла не дало необхідного ступеня чистоти, виконують повторну дезактивацію. Повторні оброблення вказують на фіксацію ізотопів шкірою, що є підставою для взяття таких осіб під медичний контроль.

Індивідуальний контроль за дозами опромінення персоналу проводять раз на місяць; контроль за рівнем забруднення робочих поверхонь, обладнання, спецодягу працівників та їх шкірних покривів – кожен раз після роботи з РР; рівень забруднення суміжних приміщень – не рідше 2 разів на місяць, а в стічних водах – раз на квартал.

Дані всіх видів радіаційного контролю реєструються у журналі.

Питання для самоконтролю:

1. Як провести дезактивацію приміщень та обладнання?
2. Які основні принципи радіаційної безпеки людини?
3. Які є категорії опромінення осіб?
4. Що таке гранично допустима доза (ГДР) і границя дози (ГД)?
5. Що таке річна гранично допустима норма радіоактивної речовини?
6. Які є закриті та відкриті джерела іонізуючого випромінювання?
7. Які ви знаєте групи критичних органів?
8. Особливості захисту при роботі з джерелами α -, β -, γ -випромінювань.
9. Які є групи радіотоксичності радіоактивних речовин?
10. Які основні вимоги до розміщення радіобіологічних лабораторій?
11. Класифікація радіоактивних відходів.

Тема 8. *Організація агропромислового виробництва на територіях забруднених радіоактивними речовинами*

План:

1. Категорії земель за щільністю забруднення радіонуклідами в залежності від характеристики ґрунтів.
2. Методи прогнозування накопичення радіонуклідів у продукти рослинництва.
3. Агрохімічні і агротехнічні способи зниження рівня радіоактивного забруднення сільськогосподарських культур.
4. Сільськогосподарське виробництво в забруднених районах.

Література. Л.6 ст. 234-245, Л. 9, Л.11 ст. 3-15, Л.15 ст. 11-21, Л.14, Л.17.

Після опрацювання даної теми **студенти повинні знати:**

1. Категорії земель за щільністю забруднення радіонуклідами.
2. Розрахунки прогнозування накопичення радіоактивних речовин в продукції рослинництва.
3. Агрохімічні та технологічні способи зниження радіаційного забруднення місцевості.
4. Контрольні рівні забруднення місцевості.
5. Принципи радіаційної безпеки.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Під час розгляду цієї теми доречно буде звернутися за допомогою до поданого нижче матеріалу, саме він дасть змогу дати відповіді на поставлені питання.

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС у квітні 1986 року в найбільшій мірі радіонуклідному забрудненню, як відомо, була піддана зона Полісся. Але так званий „південний слід”, що сформувався після 30 квітня за рухом радіоактивної хмари від Чорнобиля до північних берегів Африки, призвів

також до суттєвого забруднення Лісостепу і Степу України. Нерідко випадання частинок радіоактивного пилу спричиняли дощі, внаслідок чого в цих зонах виникли осередки досить сильного забруднення.

“Південний слід” порівняно з “північним” і “західним”, у котрих переважає конденсаційна компонента радіоактивних випадань, характеризується підвищеним (до 50%) вмістом паливних частинок. За таких умов у перші післяаварійні роки радіонукліди, включені у важкорозчинну матрицю паливних частинок, були мало доступні для кореневого засвоєння рослинами. Але з часом при тривалому контакті з повітрям, водою, мікрофлорою відбувається деструкція паливних частинок і вилугування радіонуклідів у ґрунтовий розчин. При цьому розміри засвоєння рослинами головного радіоактивного забруднювача навколишнього середовища – довгоживучого ізотопу цезію ^{137}Cs можуть стабілізуватись на певному рівні і навіть зменшуватись внаслідок його фіксації ґрунтом („старіння радіонукліду”). Але накопичення довгоживучого ізотопу стронцію ^{90}Sr , котрий фіксується слабкіше і знаходиться у легкорозчинному, більш доступному рослинам стані, навпаки, з часом може збільшуватись. Крім того, суттєвим є те, що основна частка ^{90}Sr у випадіннях зв’язана саме з паливною компонентою. Все це означає, що на “чистих”, порівняно з Поліссям, територіях Лісостепу можна очікувати певних „сюрпризів” у вигляді поступового збільшення відносної частки міграції по харчових ланцюжках, а відповідно і накопичення в рослинах, тваринах, продукції рослинництва і тваринництва, нарешті, в організмі людини ^{90}Sr у порівнянні з ^{137}Cs . Загальновідомо ж, що радіохімічна токсичність ^{90}Sr при попаданні всередину організму в багато разів перевищує цей показник у ^{137}Cs .

Крім того, незважаючи на відносно благополучну радіологічну обстановку в регіоні Лісостепу слід відмітити, що після аварії рівні вмісту ^{137}Cs у ґрунтах в деяких регіонах правобережного Лісостепу підвищилися у 10–100 разів у порівнянні з доаварійним рівнем, зумовленим так званим “глобальним” забрудненням, яке сформувалося за рахунок радіоактивних випадань при

масових випробуваннях атомної зброї. Так, ґрунти південних районів Київської області містять від 18 до 140 кБк/м² ¹³⁷Cs у Ставищанському, від 13 до 300 кБк/м²—у Таращанському, від 12 до 40 кБк/м²—у Фастівському районах. На більшості території Черкаської області рівні забруднення ¹³⁷Cs коливаються у межах 15–50 кБк/м², але в окремих населених пунктах доходять до 300 кБк/м²; у Вінницькій області—до 150 кБк/м². У інших регіонах Лісостепу рівні радіоактивного забруднення територій, як правило, не перевищують 110 кБк/м².

Головним джерелом опромінення людини іонізуючою радіацією є споживання сільськогосподарської продукції, одержаної на забруднених радіоактивними речовинами територіях. Нині пересічний житель Лісостепу України понад половини загальної дози опромінення одержує як наслідок внутрішнього опромінення, тобто за рахунок радіоактивних речовин, що надходять в організм з продуктами харчування. Оскільки впливати на рівень зовнішнього опромінення людини практично неможливо, обмежити додаткове опромінення можна лише за рахунок зменшення надходження радіонуклідів з продуктами харчування (причому з водою одержується не більше 1–2 % дози). Отже, фактично відповідальність за радіаційну безпеку населення нині покладається на виробників продуктів харчування—працівників сільського господарства.

Тому сільськогосподарське виробництво в сучасних умовах повинно вестись за технологіями, які б сприяли максимальному зменшенню міграції радіонуклідів по харчовому ланцюжку ґрунт – рослина – тварина – продукція сільського господарства – продукти харчування, виключали можливість збільшення площ забруднених радіонуклідами територій, по можливості гарантували повну радіаційну безпеку населення, що мешкає і працює у цих регіонах.

Головні принципи організації ведення сільського господарства на забруднених радіоактивними речовинами територіях. Ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіоактивними речовинами територіях повинно здійснюватися згідно з положеннями

відповідних нормативних документів про проживання і трудову діяльність населення в умовах підвищених рівнів радіонуклідного забруднення, з додержанням принципів радіаційної безпеки та основних санітарних правил роботи з радіоактивними речовинами і забезпечувати виробництво продуктів харчування, що не містять їх кількості вище допустимих рівнів (ДР–97).

Сільське господарство на забруднених радіонуклідами територіях повинно бути спрямоване на вирішення таких головних завдань:

виробництво сільськогосподарської продукції, споживання котрої без обмежень не призведе до перевищення середньорічної ефективної еквівалентної дози опромінення людини (1 мЗв);

впровадження у виробництво заходів по зменшенню вмісту радіонуклідів в продукції нижче встановлених норм з урахуванням їх економічної доцільності;

проведення заходів, що перешкоджають міграції радіонуклідів на незабруднені угіддя, водойми, території населених пунктів тощо.

Різний ступінь забруднення території внаслідок випадання радіоактивних речовин спричинив виділення у сільськогосподарській галузі декількох зон з різною щільністю забруднення. Однак зональний принцип ведення сільськогосподарського виробництва на таких територіях відповідно до щільності забруднення угідь не повинен бути підставою для вирішення питань про проведення тих чи інших робіт тільки за цим критерієм. У більшості випадків найточнішим науково обґрунтованим показником повинна бути величина поглинутої населенням ефективної еквівалентної дози як головного чинника, що визначає ступінь прояву радіобіологічних ефектів.

Еквівалентна доза опромінення населення визначається не тільки щільністю радіонуклідного забруднення території, але й комплексом екологічних факторів, що впливають на міграцію радіонуклідів харчовими ланцюжками. В залежності від цих факторів, наприклад від типу ґрунту, окремі види сільськогосподарської продукції можуть мати однакову концентрацію радіонуклідів при виробництві на площах з різними рівнями забруднення.

Більш того, на деяких територіях може бути одержана продукція рослинництва і тваринництва, що містить більш високу кількість радіонуклідів, ніж та ж продукція, одержана на площах з більш високими рівнями забруднення. Так, у бідних на поживні речовини ґрунтах легкого механічного складу з кислою реакцією ґрунтового розчину рухомість радіонуклідів досить висока, а вбираюча здатність низька, отже, імовірність одержання в таких умовах забрудненої продукції збільшується. Саме тому рішення про можливість ведення сільськогосподарського виробництва у таких умовах приймається не тільки на основі відомостей про щільність забруднення ґрунту, але й у комплексі, з урахуванням інших умов.

Це добре ілюструють дані, наведені у таблиці 11, в якій представлені коефіцієнти переходу (КП) ^{137}Cs в урожай з різних ґрунтів України, в тому числі і Лісостепової зони, при однаковій щільності забруднення.

Вони свідчать, що рівні радіонуклідного забруднення урожаю однієї і тієї ж культури на різних ґрунтах можуть різнитись до двох порядків величин. Як бачимо, по мірі погіршення родючості ґрунту, а також зменшення у ньому вмісту калію і кальцію рівні нагромадження радіоцезію значно зростають, а з дерново-підзолистих ґрунтів його перехід у рослини є найбільшим. Залучення радіонуклідів до харчових ланцюгів на територіях з рівнями забруднення, що допускають ведення сільськогосподарської діяльності, хоча і не призводить до перевищення меж дози опромінення окремих осіб, проте зумовлює опромінення великих контингентів населення низькими дозами, які визначають імовірність прояву віддалених радіобіологічних ефектів. В цих умовах суттєвим фактором оцінки ступеня радіаційної загрози стає колективна еквівалентна доза опромінення населення. Саме вона у кінцевому випадку визначається кількістю дозоутворюючих радіонуклідів, що містяться у виробленій на забрудненій території валовій кількості продуктів харчування, а отже є основним критерієм для визначення спеціалізації сільськогосподарського виробництва на цих територіях. І оптимізація структури виробництва на територіях, де забруднення продукції не призводить

до перевищення меж індивідуальних доз опромінення населення, полягає, таким чином, в досягненні мінімального доступу радіонуклідів у продукти харчування людини.

Таблиця 11. Нагромадження ^{137}Cs в урожаї сільськогосподарських культур при вирощуванні на різних ґрунтах при однаковій щільності забруднення

Тип ґрунту	Область	Кп, (Бк/кг)/(кБк/м ²)		
		горох	пшениця	буряки цукрові
Чорнозем типовий	Полтавська	0,01	0,004	0,005
Лугово-чорноземний	Миколаївська	0,015	0,003	0,006
Чорнозем звичайний	Луганська	0,045	0,004	0,014
Чорнозем реградований	Тернопільська	0,088	0,005	0,028
Світло-сірий	Вінницька	0,022	0,007	0,011
Темно-сірий	Рівненська	0,024	0,008	0,020
Темно-сірий	Вінницька	0,033	-	0,023
Дерново-підзолистий	Чернігівська	0,070	0,032	0,034
Дерново-підзолистий	Рівненська	0,100	0,028	0,053
Дерново-підзолистий	Сумська	0,600	0,044	0,063
Дерново-підзолистий	Івано-Франківська	1,42	0,030	0,022
Дерново-підзолистий	Київська	2,24	0,041	0,38

Методи прогнозування накопичення радіонуклідів у продукти рослинництва

Існує кілька основних методів приблизної оцінки можливого забруднення врожаю сільськогосподарських культур радіоактивними речовинами.

Найпоширеніший з них полягає у використанні коефіцієнта нагромадження (КН) радіоактивних речовин продуктивними органами рослин, які ростуть на різних ґрунтах. За відомим показником КН кількість ^{90}Sr в 1 кг сухої чи вологої речовини рослин дорівнюватиме добутку від множення його вмісту в 1 кг відповідно сухого чи вологого ґрунту на КП.

Порівнюючи це значення з допустимими рівнями забруднення стронцієм продуктів харчування, можна зробити висновок про можливість вирощування тієї чи іншої культури в даних умовах радіоактивного забруднення.

Цей метод можна використати також для прогнозування нагромадження у рослинах ^{137}Cs так само як і будь-яких інших радіонуклідів. Зрозуміло, що для цього слід мати значення їх КН. Чим точнішими і диференційованими будуть значення КН окремих радіоактивних речовин, тим з більшою точністю можна передбачити їх нагромадження в продукції рослинництва. Тому робота щодо оцінки середніх значень КН для різних ґрунтів має надзвичайно важливе значення.

Ще простіше прогнозування надходження і нагромадження радіонуклідів у рослинах за допомогою спеціальної таблиці. В ній також орієнтовані данні про вміст радіонуклідів стронцію і цезію в основних складових частинах врожаю деяких сільськогосподарських культур на типових ґрунтах України при щільності забруднення $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/км² (1Ки/км²). Оскільки вміст радіонуклідів у рослинах змінюється прямо пропорційно їх кількості в ґрунті, то при більшій або меншій забрудненості ґрунтів значення повинні бути відповідно збільшені або зменшені в необхідну кількість разів.

Якщо даних про КН або вміст радіонукліда в рослинах при певній щільності забруднення немає, можливу кількість їх у продукції визначають методом проростків. Для цього задовго до сівби беруть ґрунт з глибини одного шару, добре його перемішують і в лабораторних умовах висівають в нього насіння. У 15 – 30 денному віці надземну масу рослин зрізають, промивають від ґрунтових частинок, висушують і визначають вміст радіонуклідів. Ця величина дасть уявлення про можливе нагромадження радіонуклідів вегетативною масою рослин. Знаючи, що перехід у зерно, плоди в кілька разів менший, можна з деякою вірогідністю прогнозувати їх вміст і в цих продуктивних органах.

Існують також інші способи прогнозування надходження радіоактивних речовин у врожай сільськогосподарських рослин, проте всі вони потребують попередньої спеціальної роботи щодо оцінки різних коефіцієнтів і показників, а інколи й проведення спеціальних лабораторних досліджень.

На аналогічних розрахунках ґрунтуються і методи прогнозування надходження і нагромадження радіоактивних речовин в організмі сільськогосподарських тварин. Існують спеціальні коефіцієнти переходу і рівнів вмісту радіонуклідів. Але це можна робити тільки протягом обмеженого періоду і на обмеженій території, забезпечуючи зону в цей час чистими продуктами.

Важливою умовою успішної організації ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях і реалізації заходів, що зменшують нагромадження радіоактивних речовин в продукції, є забезпеченість сільськогосподарських підприємств і установ радіологами високої кваліфікації, а також знання спеціалістами основ сільськогосподарської радіобіології і радіоекології.

Основні принципи ведення сільського господарства

Ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях має здійснюватись згідно з положенням концепції проживання населення на території України з підвищеними рівнями радіаційного забруднення внаслідок чорнобильської катастрофи, з додержанням норм радіаційної безпеки і основних санітарних правил і забезпечувати виробництво продуктів харчування, вміст в яких радіоактивних речовин не перевищує допустимих рівнів.

1. Виробництво сільськогосподарської продукції, споживання якої без обмежень не призведе до перевищення середньорічної ефективної еквівалентної дози опромінення людини $5\text{мСв}(0,5\text{бер})$ на рік понад дозу, яку вона отримала у

передаварійний період.

2. Впровадження у виробництво заходів щодо зменшення вмісту радіонуклідів у продукції до рівня, що не перевищує встановлених норм, з урахуванням їх економічної доцільності.

3. Проведення протиерозійних заходів запобігання міграції радіонуклідів в незабруднені угіддя, у водойми, на території населених пунктів тощо.

Рішення про можливість проживання і ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях приймається не тільки на підставі даних про рівень забруднення ґрунту, а й з урахуванням комплексу екологічних факторів.

Ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях повинно розглядатись як ведення повноцінної галузі господарства, а не тільки як засіб збереження інфраструктури села. Воно має бут спрямованим на виробництво усіх видів продукції, що відповідають радіологічним параметрам допустимого вмісту радіонуклідів. Це забезпечують насамперед такими заходами:

1. підвищення загальної культури ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях з дотриманням заходів радіаційної безпеки;

2. перепрофілювання напрямів сільського господарства на забруднених територіях, що запобігає виробництву деяких видів продукції з підвищеним вмістом радіонуклідів;

3. проведенням меліоративних робіт, основною метою яких є зниження вмісту радіонуклідів у продукції рослинництва і тваринництва.

Сільськогосподарське виробництво у забруднених районах

Сільськогосподарська діяльність є невід'ємною частиною життя сільського населення і тому його проживання на забруднених радіоактивними речовинами територіях доцільне і можливе лише за умови, що радіаційна

обстановка допускає безпечно для здоров'я проведення робіт у рослинництві і тваринництві, а також виробництво в приватних господарських садибах продукції, придатної для необмеженого використання як у харчуванні, так і в промисловості.

Для міських жителів продукція сільського господарства із забруднених районів становить меншу загрозу, бо в процесі заготівлі, зберігання, розподілу в масштабах країни переробки та реалізації, рівень її радіоактивності дещо знижується за рахунок розпаду, а головне за рахунок розбавлення чистою від радіонуклідів продукцією і технологічних переробок в інші продукти.

Але в обох випадках споживання продукції рослинництва та тваринництва, одержаної на забруднених радіонуклідами територіях є головним джерелом у опроміненні людини. Тому сільськогосподарське виробництво в таких умовах треба вести за технологіями, які сприяли б максимальному зменшенню міграції радіонуклідів по харчовому ланцюжку: **грунт – рослина – тварина - продукція сільського господарства**, запобігати збільшенню забруднення радіонуклідами територій, забезпечувати повну радіаційну безпеку населення, що працює і проживає в цих умовах.

Основні принципи організації ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях

У господарствах, розміщених на забруднених радіонуклідами територіях, насамперед треба вирішувати такі **завдання**:

1. Виробництво сільськогосподарської продукції, споживання якої без обмежень не призведе до перевищення середньорічної ефективності еквівалентної дози опромінення людини 5 мЗв ($0,5\text{ бер}$) на рік понад дозу, яку вона отримала у перед аварійний період.

2. Впровадження у виробництво заходів щодо зменшення вмісту радіонуклідів у продукцію до рівня, що не перевищує встановлених норм, з урахуванням їх економічної доцільності.

3. Проведення протиерозійних заходів запобігання міграції радіонуклідів на незабруднені угіддя, у водойми, на території населених пунктів тощо

Різні рівні забруднення території зумовлюють формування у сільськогосподарській сфері кількох зон. Зональний принцип ведення сільськогосподарського виробництва на таких територіях в залежності від щільності забруднення угідь не є підставою для вирішення питань про евакуацію та реевакуацію населення, проведення тих чи інших робіт.

Еквівалентна доза опромінення населення визначається не тільки щільністю радіоактивного забруднення території, а й комплексом екологічних факторів, що впливають на міграцію радіонуклідів на харчовому ланцюжку. Залежно від цих факторів, наприклад від типу ґрунту і господарських умов, в окремих видах сільськогосподарської продукції може бути однокова концентрація радіонуклідів при виробництві на площах з різними рівнями забруднення. На деяких територіях, навіть можуть бути обмежені продукти рослинництва і тваринництва, що містять більшу кількість радіонуклідів, ніж одержані на площах з вищими рівнями забруднення.

Залучення радіонуклідів в харчові ланцюжки на територіях з рівнями забруднення, що допускають ведення сільськогосподарської діяльності, хоч і не призводить до перевищення дози опромінення великих контингентів населення низькими дозами, які визначають ймовірність віддалених радіобіологічних ефектів. За цих умов істотними факторами радіаційної загрози стає колективна еквівалентна доза радіаційної загрози опромінення населення.

Ведення с/г виробництва на забруднених радіонуклідами територіях повинна розглядатись як ведення повноцінної галузі господарства, а не тільки як засіб збереження інфраструктури села. Воно має бути спрямованим на виробництво усіх видів продукції, що відповідають радіологічним параметрам допустимого вмісту радіонуклідів.

Питання для самоконтролю:

1. Які існують методи прогнозування накопичення радіонуклідів?
2. Які шляхи надходження радіонуклідів у рослини?
3. Які фактори впливають на надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини?
4. Яка роль властивостей ґрунтів при надходженні радіоактивних речовин?

Тема 9. *Прогнозування радіоактивного забруднення вододжерел*

План:

1. Способи затримки і очистки радіоактивних речовин з води.
2. Зберігання та захоронення радіоактивних відходів.
3. Водопостачання і каналізація забруднених районів.

Література:

Л.1 ст.247-254

Газета „Голос України” 27.04.1999 р.

Стаття: „Вода до і після Чорнобиля”

Після опрацювання цієї теми **студенти повинні знати:**

1. Основні принципи радіаційної безпеки людини.
2. Способи затримки і очистки радіоактивних речовин з води.
3. Гранично допустиму дозу вододжерел та очисних споруд.
4. Умови зберігання та захоронення радіоактивних відходів.
5. Принципи організації водопостачання і каналізації забруднених районів.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

При вивченні даного матеріалу доречно звернутися до рекомендованої літератури.

Розрізняють рідкі і тверді радіоактивні відходи (РВ). **До рідких радіоактивних відходів належать** розчини неорганічних речовин, пульпи фільтроматеріалів, органічні рідини (мастила, розчинники тощо), **до твердих радіоактивних відходів** – вироби, деталі машин і механізмів, матеріали, біологічні об’єкти, відпрацьовані радіоактивні джерела.

Рідкі радіоактивні відходи за питомою активністю поділяють на слабоактивні – нижче $3,7 \cdot 10^6$ Бк/л; середньо активні – від $3,7 \cdot 10^6$ до $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/л; високоактивні – $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/л і вище.

Тверді радіоактивні відходи вважаються радіоактивними, якщо питома активність їх понад $1 \cdot 10^4$ Бк/кг для джерел альфа-випромінювання (для трансуранових елементів 370 Бк/кг); $7,4 \cdot 10^3$ Бк/кг для джерел бета-випромінювання і $1 \cdot 10^{-7}$ Г-екв. Радію на кілограм для джерел гамма-випромінювання, якщо потужність дози гамма-випромінювання щільно до поверхні перевищує 0,3 мР/год.

У комунально-побутову каналізацію допустимий викид радіоактивних стічних вод з концентрацією, що перевищує ДК для води не більш як у 10 разів, якщо забезпечується її десятикратне розведення нерадіоактивними стічними водами в колекторі даної установки, а сумарний скид радіоактивних речовин у водойму не перевищує встановленого допустимого рівня.

При малих кількостях рідких радіоактивних відходів (менш як 200 л), а також при неможливості їх розведення відходи збирають у спеціальні ємкості для наступного перевезення на пункт захоронення РВ або спеціалізовані комбінати.

Тверді та рідкі РВ, які підлягають захороненню і мають коротко живучі нукліди з періодом напіврозпаду менш як 15 діб, витримують протягом певного часу, що забезпечує зниження питомої активності до значень, вказаних вище. Потім тверді відходи видаляються із звичайним сміттям на організовані могильники, а рідкі – в комунально-побутову каналізацію.

Строки витримування радіоактивних відходів із вмістом великої кількості органічних речовин (дослідні рослини, окремі їх частини, труп тварин тощо) не повинні перевищувати 5 діб у випадку незабезпечення зберігання (витримування) в холодильних установках або спеціальних розчинах.

Транспортують РВ на пункти захоронення, використовуючи спеціальні машини. Дані про збір, витримування, знешкодження радіоактивних відходів у лабораторії записують у спеціальному журналі.

Для тривалого зберігання використовують спеціальні сейфи стаціонарного й нестаціонарного типів. Стаціонарні сейфи конструктивно пов'язані з будівлею, а нестаціонарні можна розміщувати в будь-якому

зручному місці. Елементами захисту сейфів є свинцеві, чавунні або сталеві плити.

Не рідше одного разу на рік комісія, призначена керівником установи, перевіряє установи, перевіряє правильність ведення обліку кількості радіоактивних відходів, переданих на зберігання, а також тих, що знаходяться в установі. У разі виявлення втрат радіоактивних відходів негайно повідомляють органи МВС, а винні посадові особи притягуються до відповідальності у встановленому порядку.

Створення геологічного сховища для захоронення радіоактивних відходів

Сталий розвиток національної економіки та суспільства має будуватися з урахуванням не лише економічних та політичних а й екологічних аспектах безпеки.

Враховуючи обмеженість традиційних видів виробництва електроенергії пріоритет має приділятися альтернативним джерелам енергії. Але сонячна, вітрова, геотермальна та інші види обмежені потенційним енергоресурсом та значно поступаються традиційним видам енергії за економічними показниками.

Отже найближчими десятиріччями основним напрямком виробництва електроенергії буде залишатися використання традиційних видів - теплової, ядерної та гідроенергетики.

Гідроенергетичний ресурс в Україні практично вичерпано. Ресурс «малої» гідроенергетики не перевищує декількох відсотків від виробництва електроенергії. Таким чином основними будуть, як і в більшості країн світу, тепла та ядерна енергетика. Проте, з екологічної точки зору, крім загального недоліку – значної потреби у воді, вони завдають біосфері принципово не відворотну шкоду: тепла енергетика – значними викидами парникових та кислотодощових газів в атмосферу, ядерна енергетика – утворенням та потенційною небезпекою радіоактивних відходів.

За екологічними аспектами атомна енергетика є більш сприятливою сталому розвитку. Проте для сприйняття суспільством “мирного атома”

необхідно довести, що ізоляція радіоактивних відходів може здійснюватися безпечно з прийнятними для суспільства рівнем витрат.

Як відомо, знешкодження радіоактивних відходів здійснюється єдиним методом, а саме шляхом ізоляції їх від біосфери такий час, протягом якого відбудеться природний розпад радіонуклідів.

Метою захоронення є безпечна ізоляція радіоактивних відходів від людини та біосфери при безумовному дотриманні пріоритету безпеки сучасного та майбутніх поколінь.

Законом України «Про поводження з радіоактивними відходами» короткоіснуючі відходи дозволяється захоронювати в приповерхневих спорудах, при умові, що їх активність через 300 років досягне рівня зняття з регулюючого контролю.

Довгоіснуючі та високоактивні відходи підлягають захороненню лише у сховищах геологічного типу. Визначаючим для якості ізоляції є період, протягом якого радіоактивні матеріали можуть утримуватися ізолюючими породами сховища. Майданчик для сховища повинен бути вибраний таким чином, щоб був досягнутий максимально можливий період ізоляції. Відомі приклади природної ізоляції радіоактивних матеріалів протягом геологічних періодів часу і які не виявили негативного впливу на біосферу (1,8 млрд. років – природний ядерний реактор, Окло, Габон; 1,3 млрд. років - дуже багаті уранові поклади, оз. Сигар, Канада).

Завдяки глибині та, відповідно, значної відстані від біосфери, ні соціальні зміни, ні зміни клімату, ні зміни в приповерхневій частині майданчика сховища не зможуть поставити під загрозу ізоляцію відходів. Таким чином на майбутні покоління не буде перекладено тягар відносно безпеки радіоактивних відходів.

Період прогнозу пов'язаний зі знаннями про еволюцію геологічних утворень в минулому. Якщо еволюцію геологічної системи можна простежити на багато мільйонів років назад, науково інтерпретувати, і якщо не зареєстровано ніяких принципових змін властивостей цієї геологічної системи,

які пов'язані з безпекою тоді можна зробити обґрунтований прогноз майбутньої еволюції системи на мільйони років.

Що стосується тривалого зберігання то довготривала безпека забезпечується тільки довготривалим адміністративним контролем. Це передбачає безперервне підтримання економічних та наукових можливостей держави здійснювати контроль та необхідні заходи. Приклади минулого свідчать, що цього передбачати не можна. Більш того, прогнози довготривалого суспільного розвитку вносять значно більшу невизначеність, ніж прогнози ефективності геологічних бар'єрів, як пасивних систем безпеки закритого сховища.

Виникнення будь-якого соціального катаклізму, наприклад, війни, обов'язково призведе до негативних наслідків для економічних та наукових можливостей. Тобто існування можливості вибору для майбутніх поколінь призведе до зворотного результату: майбутні покоління не зможуть контролювати безпечність зберігання відходів і свобода дій буде обмежена.

Очевидно, що чим більша кількість місць тривалого зберігання або захоронення радіоактивних відходів, тим вище ризик надходження радіонуклідів в біосферу внаслідок будь-яких подій техногенного або природного характеру.

Виходячи з цього, а також детальних техніко-економічних розрахунків Державною програмою поводження з РАВ (пост. КМУ №480 від 26.04.96р.) було визначено курс на створення в Україні централізованої системи тривалого зберігання та/або захоронення радіоактивних відходів.

Українське державне об'єднання «Радон» фактично є галуззю поводження з РАВ. Основні напрямки розвитку галузі полягають у створенні умов для прийняття на зберігання або захоронення всіх радіоактивних відходів від будь-яких виробників відходів України, з мінімізацією місць їх захоронення або зберігання.

Усі низько- та середньоактивні відходи, що містять короткоіснуючі радіонукліди заплановано захоронювати у сховищах комплексу виробництв

«Вектор», перша черга якого введена в експлуатацію в 2009 році. При цьому буде здійснюватися вивезення накопичених відходів з атомних електростанцій, сховищ спецкомбінатів ДК «УкрДО «Радон», ПЗРВ та ПТЛРВ 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 наступним 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 протягом 50-100 років з подальшим вивезенням їх до геологічного сховища.

Державною програмою поводження з радіоактивними відходами, яка кожні три роки, починаючи з 1996 року переглядалися 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.

В вересні 2008 р. Прийнято Закон України «Про загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з РАВ» яким також передбачено створення геологічного сховища. Проте досі не зроблено жодної конкретної дії.

Роботи з вибору майданчика для розміщення сховища РАВ геологічного типу, обґрунтування безпеки, проектування, будівництва, ліцензування і т. ін., як свідчить міжнародний досвід, є складним і тривалим. Для створення такого об'єкту 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 перешкодою стає не інженерні або наукові проблеми, і навіть

не економічні чинники, а перше місце пов'язане з отриманням згоди населення на створення і розміщення такого сховища.

Існує проста відповідь на питання, чому суспільство повинно активно та інтенсивно приймати участь в пошуку майданчика для розміщення геологічного сховища.

Розвиток суспільства призвело до нових форм співробітництва. Співробітництво більше не значить, що суспільство проінформовано та має право заперечувати. Співробітництво скоріше пропонує спільне вирішення конфліктів з метою подолання блокування розвитку та здійснення активного впливу на майбутній розвиток. І, відповідно, не співробітництво є єдиною метою для прийняття громадськістю планів і рішень, а спільне планування розвитку.

У випадку великомасштабного проекту, яким без умовно є створення геологічного сховища радіоактивних відходів, більша частина очікує і вимагає приймати до уваги їхні інтереси та участь. Більше того, чим більш неоднозначним та ризикованим уявляється проект, в уяві громадськості, тим більше людей вимагає участі. Таким чином, основні потреби складають інформація та участь на ранніх стадіях. Очевидно, громадськість не хоче бути поставленою перед фактом, а бажає сама приймати участь в процесі планування та прийняття рішення.

Одним з важливих елементів у такому співробітництві є довіра до науковців та незалежних експертів відносно необхідного та достатнього рівня безпеки. Якщо ми вибрали шлях відкритого суспільного (інформативного) середовища особливо в наукових та технічних сферах, то усі відносини мають будуватися на конкурсних та конкурентних засадах серед виконавців. Повернення до системи, в якій назначаються головні наукові, проектні або будь-які інші організації, з часом призведе до виникнення монополістів. Всім відомо, що з часом якість робіт та послуг монополістів буде знижуватися, а вартість їх робіт та послуг буде зростати. І конкурентів, такі головні організації завжди будуть витісняти та «нейтралізувати».

Підсумовуючи треба відмітити.

1. Усі радіоактивні відходи України, які вже накопичені та ті, що будуть утворюватися внаслідок використання ядерної енергії, ядерних та радіаційних технологій можуть бути знешкоджені з прийнятними для суспільства витратами та достатньо високою надійністю та безпекою тривалої ізоляції відходів.

2. Усі програми та стратегії розвитку ядерної енергетики, ядерних та радіаційних технологій в Україні мають пропонуватися суспільству разом з забезпеченням безпечної та надійної ізоляції усіх радіоактивних відходів.

3. Розпочати роботи з вибору майданчика для геологічного сховища, першим кроком якої має бути призначення або створення юридичної особи – Замовника на створення геологічного сховища.

Водопостачання і каналізація забруднених районів

Розвиток ядерної енергетики і розширення меж використання радіоактивних ізотопів в різних галузях промисловості, науки, техніки, медицини вимагають розширення питання знешкодження радіоактивних відходів.

Радіоактивні стічні води містять величезну кількість радіоактивних елементів. Кожен з цих елементів характеризується двома основними величинами: енергією радіоактивного випромінення α -, β - та γ -променів та періодом напіврозпаду, тобто проміжком часу, на протязі якого розпадається половина початкової кількості атомів.

Джерелом забруднення води найчастіше є продукти ділення урана U^{235} , що складаються з короткоживучих та довгоживучих радіоактивних ізотопів.

Специфічні якості радіоактивних відходів вимагають використання спеціальних методів переробки, таких як концентрування відходів та розсіювання в навколишньому середовищі при дотриманні гранично допустимого вмісту в ньому радіоактивних ізотопів (див. Табл 12.).

Таблиця 12. Гранично допустима концентрація деяких ізотопів в воді відкритих вододжерел

Ізотоп	Гранично допустимі концентрації Кюрі/л	Ізотоп	Гранично допустимі концентрації Кюрі/л
Na ²¹	$8 \cdot 10^{-9}$	Ag ¹⁰⁵ , Nb ⁹⁵	$3 \cdot 10^{-8}$
P ³²	$5 \cdot 10^{-9}$	Ce ¹⁴⁴ , Ca ⁴⁵ , Sr ⁸⁹ , Ru ¹⁰⁶ , J ¹³¹	$3 \cdot 10^{-9}$
Ba ¹⁴⁰ , Cl ³⁶	$7 \cdot 10^{-9}$	Cs ¹³⁷	$6 \cdot 10^{-10}$
K ⁴²	$6 \cdot 10^{-9}$	Hg ¹⁹⁷	$1 \cdot 10^{-9}$
Cr ⁵¹	$5 \cdot 10^{-7}$	Pb ²¹⁰	$9 \cdot 10^{-8}$
Mn ⁵²	$9 \cdot 10^{-9}$	Po ²¹⁰	$1 \cdot 10^{-11}$
Au ¹⁹⁸ , Pr ¹⁴³ , Cd ¹¹⁵ , Fe ⁵⁹	$1 \cdot 10^{-8}$	Ra ²²³	$2 \cdot 10^{-11}$
Co ⁶⁰ , Mo ⁹⁹ , Pm ¹⁴⁷ , Cu ⁶⁴	$6 \cdot 10^{-8}$	Pu ²³⁹	$2 \cdot 10^{-10}$
U ²³⁵ , Sr ⁹⁰	$3 \cdot 10^{-11}$	U ²³⁸	$5 \cdot 10^{-11}$
Nd ¹⁴⁷ , Sr ⁹⁵	$2 \cdot 10^{-8}$		

Концентруванню піддаються стічні води високої активності та з більшим періодом напіврозпаду радіоактивних забруднень. Після концентрування радіоактивні відходи зберігають в спеціальних резервуарах або переводять в твердий стан в'яжучими матеріалами. Використовується також сплавлення відходів з керамічними матеріалами, склом, після чого отримані блоки закопують глибоко в ґрунт.

Знешкодження стічних вод, що містять радіоактивні ізотопи з невеликим періодом напіврозпаду (до 60 днів), виконується в резервуарах з метою зниження радіоактивності до допустимих норм. Для відведення тепла, що виділяється в результаті природного розпаду радіоактивних речовин, необхідно передбачати водяне охолодження резервуарів. З метою захисту від радіації над резервуарами насипають шар ґрунту товщиною до 3 метрів.

Всі стічні води, що містять радіоактивні речовини, перед зливанням в ґрунт або водойму піддаються очищенню.

Способи очищення радіоактивних стічних вод поділяються на фізико-хімічні (осадження, коагулювання, сорбція, іонообмін, екстрагування, випаровування, дистиляція), електролітичні (електроліз, Селектродіаліз, електроіонізація), біологічні.

При очищенні стоків від радіоактивних ізотопів способом осадження в воду, що очищують додають в достатній кількості неактивний ізотоп того ж елементу або інший елемент, що є ізоаморфним з радіоактивними мікрокомпонентами. Так видаляють, наприклад, радіоактивний йод J^{131} .

Спосіб коагулювання з наступним осадженням використовують якщо в воді присутні радіоактивні коллоїди. У випадку необхідності крім того виконують фільтрування води. Так, наприклад, за допомогою сульфата алюмінія видаляють до 96 – 99,6% радіоактивного фосфату P^{32} , присутнього в воді у вигляді PO_4^{3-} . Ще результативніше використання в якості коагулянта хлориду заліза.

Спосіб сорбції радіоактивних іонів на зважених в воді речовинах або на активованому вуглі з наступним їх осадженням є високоефективним: досягається видалення церію Ce^{144} та плутонію Pu^{239} до 99%.

Спосіб реагентного пом'якшення води з використанням вапна і соди, широко відомий в практиці водозабезпечення, використовується для вилучення з води до 74 - 84% радіоізотопів Sr^{89} та Sr^{90} , що утворюються при діленні урана. Більш повне вилучення стронція може бути досягнуто способом іонного обміну.

Спосіб іонного обміну є ефективним методом очистки слабоактивних стічних вод, попередньо вивільнених від розчинених органічних речовин на біофільтрах.

Електролітичні способи використовують для видалення з розчину деяких продуктів ділення урану в іонній формі.

Способи біологічного чищення використовують для обробки побутових стічних вод, що містять невелику кількість радіоактивних речовин.

Більш повне вилучення радіоактивних речовин досягається на очисних станціях, що працюють за схемою двухступеневого біологічного очищення. Станції очищення цих стічних вод повинні бути цілком автоматизовані та герметизовані.

Вибір способу очищення залежить від фізико-хімічного та радіоактивного складу стічних вод, місцевих умов, вартості способу, необхідного ступеня очищення.

Питання для самоконтролю:

1. Які існують способи очистки радіоактивних речовин з води?
2. Як відбувається захоронення відходів?
3. Які вимоги до санітарного стану підприємства?

ВИСНОВКИ

Цей довідник дасть можливість студентам харчової промисловості в повному обсязі вивчити матеріал, з дисципліни «Радіометричний контроль».

Довідник дає можливість ознайомитись з матеріалами практичних занять, передбачених програмами харчової промисловості.

Форми підготовки практичних занять як складання карти радіоційного фону місцевості данного регіону різноманітні – від звичайного запам'ятовування до конспектування, складання нотаток, термінологічних словників, читання відповідної літератури. Саме різноманітність форм роботи допоможе студентам в розвитку творчого мислення, сформувані світогляд, виховати в собі патріотичні почуття до держави і її минулого.

Додатки

Додаток 1.

Кількість радіонуклідів в активній зоні Чорнобильського реактора та загальний викид у результаті катастрофи 1986 рік [3, 6]

<i>Елемент</i>	<i>Кількість Бк</i>	<i>Доля радіоактивності викинена з реактора%</i>
^{85}Kr	$3,3 \times 10^{16}$	- 100
^{133}Xe	$1,7 \times 10^{18}$	-100
^{131}I	$1,3 \times 10^{18}$	20
^{132}Te	$3,2 \times 10^{17}$	15
^{134}Cs	$1,9 \times 10^{17}$	10
^{137}Cs	$2,9 \times 10^{17}$	13
^{99}Mo	$4,8 \times 10^{18}$	2,3
^{95}Zr	$4,4 \times 10^{18}$	3,2
^{103}Ru	$4,1 \times 10^{18}$	2,9
^{106}Ru	$2,0 \times 10^{18}$	2,9
^{140}Ba	$2,9 \times 10^{18}$	5,6
^{141}Ce	$4,4 \times 10^{18}$	2,3
^{144}Ce	$3,2 \times 10^{18}$	2,8
^{89}Sr	$2,0 \times 10^{18}$	4,0
^{90}Sr	$2,0 \times 10^{17}$	4,0
^{239}Np	$1,4 \times 10^{17}$	3
^{238}Pu	$1,0 \times 10^{15}$	3
^{239}Pu	$8,5 \times 10^{14}$	3
^{240}Pu	$1,2 \times 10^{15}$	3
^{241}Pu	$1,7 \times 10^{17}$	3
^{242}Cm	$2,6 \times 10^{16}$	3

Додаток 2

Періоди напіввиведення деяких радіонуклідів з організму [3, 2, 4]

Радіонуклід	$T_{1/2}, \text{діб}$
^{90}Sr	$1,8 \times 10^4$
^{137}Sr	115
$^{226}\text{Sr}^*$	6253
Pu^*	3650

Референтні значення узагальнених коефіцієнтів переходу B_{vs} “грунт – продукти харчування рослинного походження”. Застосовуються для аналізу доз потенційного опромінення населення, що перебуває в зоні впливу при поверхневих сховищ РАВ [3, 10]

<i>Елемент</i>	<i>B_{vs}</i>	<i>Елемент</i>	<i>B_{vs}</i>	<i>Елемент</i>	<i>B_{vs}</i>
Ac	0,001	Gd	0,002	Pr	0,002
Ag	0,004	Ge	0,4	Pt	0,1
Al	0,004	Ha	0,002	Pu	0,001
Am	0,001	Hf	0,003	Ra	0,04
As	0,08	Hg	0,3	Rb	0,2
At	0,2	Ho	0,002	Re	0,2
Au	0,1	I	0,02	Rf	0,003
B	0,01	In	0,003	Rh	0,03
Ba	0,01	Ir	0,03	Ru	0,03
Be	0,004	K	0,3	S	0,6
Bi	0,1	La	0,002	Sb	0,01
Bk	0,001	Li	0,001	Sc	0,002
Br	0,4	Lr	0,002	Se	6,1
Ca	0,5	Lu	0,002	Si	0,02
Cd	0,5	Md	0,002	Sm	0,002
Ce	0,002	Mg	0,03	Sn	0,3
Cf	0,001	Mn	0,3	Sr	0,3
Cl	20	Mo	0,1	Ta	0,002
Cm	0,001	N	7,5	Tb	0,002
Co	0,08	Na	0,05	Tc	5
Cr	0,01	Nb	0,01	Te	0,1
Cs	0,2	Nd	0,002	Th	0,001
Cu	0,05	Ni	0,05	Ti	0,001
Dy	0,002	No	0,002	Tl	0,2
Er	0,002	Np	0,02	Tm	0,002
Es	0,001	O	0,6	U	0,002
Eu	0,002	Os	0,03	V	0,002
F	0,02	P	1	W	0,8
Fe	0,001	Pa	0,01	Y	0,002
Fm	0,002	Pb	0,004	Yb	0,002
Fr	0,03	Pd	0,1	Sn	0,4
Ga	0,003	Pm	0,002	Sr	0,001
		Po	0,001		

Приставки та множники для
утворення десяткових, кратних та дільних одиниць [10, 12, 13]

Назва	Множник	Позначення	Назва	Множник	Позначення
Збільшення			Зменшення		
Екса	10^{18}	Е	Деци	10^{-1}	Д
Пета	10^{15}	П	Санті	10^{-2}	С
Тера	10^{12}	Т	Мілі	10^{-3}	М
Гіга	10^9	Г	Мікро	10^{-6}	Мк
Мега	10^6	М	Нано	10^{-9}	Н
Кіло	10^3	К	Пік то	10^{-12}	П
Гекто	10^2	Г	Фемто	10^{-15}	Ф
Дека	10	да	Атто	10^{-18}	а

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Ванг Ч., Уиллис Д. Радиоиндикаторный метод в биологии/ Пер.с англ.. М.: Атомиздат, 1969 г.
2. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества/ В.А.Баженов, Л.А.Булдаков, И.Я.Василенко и др.; Под ред. В.А.Филова и др. – Л.: Химия, 1990. – 464 с.
3. Гаджа Д.Д., Назаров О.Б. Збірник задач з радіоекології – Івано-Франківськ: Видавничо-дизайнерський центр «ЦІТ»ПНУ ім.. В.Стефаника, 2006 – 36 с.
4. Голутвина М.М., Абрамов Ю.В. Контроль за поступлением радиоактивных веществ в организм человека и их содержанием/ Под ред. Л.А.Булдакова. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 176 с.
5. Гродзинский Д.М. Радіобіологія: Підручник. – 2-ге вид. – К.: Либідь, 2001. – 448 с.
6. Стоговый доклад о совещании по рассмотрению причин и последствий аварии на Чернобыле МАГАТЭ. – Вена, 1988. – 110с.
7. Кніцо В.О., Поліщук С.В., Гудков І.М. Основи радіобіології та радіоекології: Навч. Посібн. – К.: «Хай-Тек Прес», 2008. – 320 с.
8. Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности/4-у изд. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 352 с.
9. Перцов Л.А. Природная активность биосферы. – М.: Атомиздат, 1964. – 315 с.
10. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97)/МОЗ України, Комітет з питань гігієнічного регламентування НКРЗ України. – К.: 1997. – 121 с.
11. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України. 6.177-2005-09-02/ Наказ МОЗ України від 02.02.2005 №54. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 20 травня 2005 року за №552/10832 – К., 2005.
12. Рего К.Г. Метрологическая обработка результатов технических измерений/ Справ. пособие. – К.: Техника, 1987. – 128 с.

- 13.Сена Л.А. Единицы физических величин и их размерности/ Учебно-справочное руководство. – 3-е изд., перераб. и доп. – М.: Наука. Гл. ред. физ.-мат.лит., 1988. – 432 с.
- 14.Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых/ А.П.Мсоловов, А.Я.Архипов, В.А.Бугров и др. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
- 15.Усманов С.М. Радиация: Справочные материалы. – М.: Гуманит. Изд. Центр ВЛАДОС, 2001. – 176 с.