

О. В. САВВІН
М. В. СУХАРЕВА
А. Г. МЄШКОВА
С. Є. СУЛІМЕНКО

A stylized atomic model is centered in the upper half of the cover. It features a central nucleus composed of several overlapping circles, with three elliptical orbits around it. Each orbit has a small solid circle representing an electron. The entire design is rendered in a lighter shade of blue against the dark blue background.

Радіоекологія

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
УКРАЇНСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ НАУКИ І ТЕХНОЛОГІЙ

О. В. Саввін, М. В. Сухарева, А. Г. Мєшкова,
С. Є. Суліменко

Радіоекологія

НАВЧАЛЬНИЙ ПОСІБНИК

ДНІПРО
2024

УДК 551.521.32:504(075.8)

Р 15

Авторський колектив:

Саввін О. В., Сухарева М. В., Мешкова А. Г., Суліменко С. Є.

Рекомендовано Радою якості освітньої діяльності УДУНТ

Протокол № 5 від 23 січня 2024 р.

Р 15 Радіоекологія : навч. посіб. / О. В. Саввін, М. В. Сухарева, А. Г. Мешкова, С. Є. Суліменко ; Укр. держ. ун-т науки і технологій. – Електрон. вид. – Дніпро : УДУНТ, 2024. – 146 с.

У навчальному посібнику розглянуто історію розвитку радіоекології та основні її положення. Наведено відомості про фізику іонізуючого випромінювання, дозиметричні одиниці в радіоекології та біологічну дію випромінювання. Особливу увагу приділено питанням захисту населення від іонізуючого випромінювання та нормам радіаційної безпеки в Україні. Викладені проблеми атомної енергетики та організації радіаційного контролю. Розглянуті питання поводження з радіоактивними відходами, міграції радіонуклідів в навколишньому середовищі.

Призначений для опанування вибіркових професійних освітніх компонент «Радіоекологія» та «Радіаційна безпека в металургії» за спеціальністю 101 «Екологія» для ОПП «Екологія та раціональне природокористування» та спеціальністю 183 «Технології захисту навколишнього середовища» для ОПП «Технології захисту навколишнього середовища».

Іл. 19, табл. 20, бібліогр. 19 назв.

УДК 551.521.32:54(075.8)

ЗМІСТ

ВСТУП.....	5
1. ОСНОВИ ДОЗИМЕТРІЇ.....	6
1.1. Вступ до радіоекології.....	6
1.2. Сучасні проблеми радіобіології.....	14
1.3. Фізика іонізуючого випромінювання.....	18
1.4. Дозиметричні одиниці в радіоекології.....	29
1.5. Джерела радіаційного забруднення навколишнього середовища..	44
2. БІОЛОГІЧНА ДІЯ ВИПРОМІНЮВАННЯ.....	52
2.1. Основи біологічної дії іонізуючого випромінювання.....	52
2.1.1. Чутливість біологічних систем і організмів до радіації.....	52
2.1.2. Зовнішнє опромінення.....	54
2.1.3. Внутрішнє опромінення.....	55
2.1.4. Токсичність радіонуклідів.....	58
2.1.5. Радіотоксикологічні характеристики деяких радіонуклідів...	59
2.2. Захист населення від іонізуючого випромінювання.....	63
2.3. Норми радіаційної безпеки.....	70
2.3.1. Удосконалення системи нормування та радіаційного захисту.....	70
2.3.2. Вимоги норм радіаційної безпеки в Україні.....	72
2.3.3. Поділ забрудненої території України на радіоекологічні зони.....	75
3. РАДІОМЕТРИЧНА ЗЙОМКА.....	76
3.1. Атомна енергетика та її вплив на довкілля	76
3.1.1. Виробництво ядерної енергії.....	76
3.1.2. Міжнародна шкала подій на АЕС.....	81
3.1.3. Аварія на Чорнобильській АЕС.....	82
3.2. Організація радіаційного контролю.....	90
3.2.1. Методи виявлення і реєстрації ІВ.....	90
3.2.2. Класифікація приладів радіаційного контролю.....	92
3.2.3. Приклади найпоширеніших приладів радіаційного контролю.....	93

3.2.4. Порядок оцінки радіоактивного забруднення.....	95
3.3. Поводження з радіоактивними відходами.....	98
3.3.1. Нормативні документи та класифікація РАВ.....	98
3.3.2. Накопичення РАВ.....	101
3.3.3. Державне об'єднання поведження з радіоактивними відходами.....	102
3.3.4. Утилізація РАВ.....	103
3.4. Радіаційна ситуація в Україні.....	106
3.4.1. Джерела природної і техногенної радіації.....	106
3.4.2. Радіоактивне забруднення довкілля.....	108
3.4.3. Радіоактивне забруднення водних екосистем.....	111
3.4.4. Стан радіоактивного забруднення зони відчуження.....	114
4. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ.....	117
4.1. Загальні закономірності міграції радіонуклідів в НС та атмосфері.	117
4.2. Міграція радіонуклідів в ґрунті.....	126
4.3. Надходження радіонуклідів в рослини. Особливості міграції радіонуклідів в лісових біоценозах.....	134
4.3.1. Позакореневе надходження.....	134
4.3.2. Кореневе надходження.....	138
4.3.3. Особливості міграції радіонуклідів в лісових біоценозах.....	141
БІБЛІОГРАФІЧНИЙ СПИСОК.....	144

ВСТУП

Радіоактивність та іонізуючі випромінювання, що її супроводжують, існували на Землі задовго до зародження на ній життя й були наявні в космосі ще задовго до виникнення самої Землі. Радіація постійно наповнює космічний простір. Радіоактивні матеріали увійшли до складу Землі із самого її виникнення. Навіть людина злегка радіоактивна, тому що у всякій живій тканині наявні в надзвичайно малих кількостях радіоактивні речовини. Одним з наймолодших нових розділів екології вважається радіоекологія, яка отримала активний розвиток після аварії на Чорнобильській атомній електростанції.

Предметом вивчення дисципліни «Радіоекологія» є процеси, пов'язані з потраплянням і накопиченням радіоактивних речовин живими організмами та їх міграції у біосфері.

Метою вивчення дисципліни є формування цілісного уявлення про радіаційний фон навколишнього середовища, поширення, міграцію і вплив природних та штучних радіоактивних елементів в біосфері, вивчення дії радіації на людину та довкілля.

Основними завданнями вивчення дисципліни є отримання системи знань про джерела радіоактивних забруднень та характер міграції радіонуклідів в екосистемах; механізми дії радіації на живі організми і, особливо, людину; формування системи вмінь та навичок, які дозволять прогнозувати вплив радіаційного випромінювання на довкілля; базових відомостей про природні радіохімічні процеси, що перебігають у біосфері; ознайомлення студентів із сучасними методами радіоекологічних досліджень, методиками вимірювання доз, діагностичними, лікувальними, побутовими та селекційними методами застосування іонізуючого випромінювання.

Навчальна дисципліна «Радіоекологія» відноситься до вибіркової компоненти професійної підготовки фахівців освітньо-кваліфікаційного рівня «бакалавр», що навчаються за освітньо-професійними програмами «Екологія та раціональне природокористування» та «Технології захисту навколишнього середовища».

1. ОСНОВИ ДОЗИМЕТРІЇ

1.1. Вступ до радіоекології

Одного разу рабу Езопу його господар Ксантос наказав купити на базарі те, що найкраще. Езоп, відомий своєю мудрістю, купив язик. Здивованому господарю він пояснив, що немає нічого краще, ніж язик, бо він допомагає людям розуміти одне одного, служить ключем до пізнання, джерелом правди і мудрості.

На інший день Ксантос наказав своєму слугі принести з базару найгіршу річ. Езоп знову приніс язик, стверджуючи, що в світі немає нічого гіршого, бо язик – джерело брехні, винуватець пліток, колиска сварок, помилок і наклепу. (Езоп – напівлегендарна особистість давньогрецької літератури, по можливості знайдіть і прочитайте інші його притчі).

Отже, радіація має також двоїстий характер, її неможна тільки вихвалити або тільки проклинати. Філогенез – процес розвитку органічного світу, перетворення і вдосконалення живої речовини – був би немислимим без Сонця, яке живить своєю енергією біологічні ланцюги.

Кожна жива істота на Землі постійно піддається впливу радіації; вона надходить до нас з об'єктів глибокого космосу (Deep Sky), Сонця з глибин Землі і навіть від живих організмів. Кожен живий організм, включаючи людину, що протягом свого індивідуального життя (онтогенезу) і в ході всього розвитку живої природи (тобто в процесі філогенезу) від нижчих форм до сучасної людини, піддається дії природного радіаційного фону. У наші дні люди піддаються дії радіації від штучних джерел, інтенсивність яких безперервно зростає.

Радіоекологія, або радіаційна екологія, – це розділ радіобіології, який виник на стику з екологією. Іноді її вважають розділом екології. Однак останнім часом її все більше виділяють як окрему науку.

Радіобіологія – це наука, яка вивчає дію іонізуючого випромінювання на живі організми та їх угруповання.

Радіоекологія вивчає концентрації та міграцію радіоактивних речовин в навколишньому середовищі та вплив їхнього іонізуючого випромінювання на живі організми та їх угруповання.

Завдання радіоекології полягає у з'ясуванні шляхів міграції та закономірностей накопичення радіонуклідів у біогеоценозах, а також пізнання

закономірностей, зміни угруповань і популяцій організмів, що мешкають в умовах підвищеного фону іонізуючої радіації.

Прерогативою радіоекології, як правило, є зовсім незначні потужності хронічного опромінення організмів іонізуючим випромінюванням за рахунок радіаційного фону, а також за рахунок забруднення біосфери штучними радіонуклідами. Проте багато рослин і тварин здатні накопичувати у життєво важливих органах значну кількість радіоактивних речовин, внаслідок чого можливе істотне внутрішнє опромінення організму. Впливаючи на генетичний апарат, це додаткове опромінення зумовлює зростання темпів мінливості клітин і всього організму. Вищі дози можуть знижувати їх життєздатність і навіть спричиняти загибель найбільш чутливих до іонізуючого випромінювання, і за рахунок цього, змінювати структуру біоценозів і збіднювати їх міжвидові взаємовідношення.

Виявлення закономірностей, що лежать в основі цих процесів, має важливе значення для багатьох галузей народного господарства. Особливо важливими є вирішення в галузі радіоекології таких завдань:

- виявлення територій суші і акваторій з підвищеним вмістом радіонуклідів;
- дослідження шляхів міграції радіонуклідів харчовими ланцюгами і, насамперед, у ланці ґрунт → рослини → тварини → людина;
- припинення чи послаблення екологічних зав'язків на будь-якій ділянці цього шляху або створення спеціальних засобів запобігання тому, щоб вони не потрапили у рослини, тваринні і людські організми;
- прогнозування поведінки радіонуклідів у природних об'єктах і дозових навантажень на живі об'єкти, в тому числі на основі математичних моделей і комп'ютерних систем.

Першим вченим, який «побачив» незвичайні промені, ще невідомі науці, був німецький фізик Вільгельм Конрад Рентген (27 березня 1845 – 10 лютого 1923). У 1895 році весь науковий світ був схвилюваний його відкриттям. Промені вільно проходили через непрозорі предмети. Ці промені були названі рентгенівськими. Не минуло й року, як було зроблено нове відкриття: у 1896 р. французький вчений Антуан Анрі Беккерель (15 грудня 1852 – 25 серпня 1908), займаючись вивченням природи рентгенівських променів, виявив, що також солі урану випромінюють невидимі промені.

Незабаром цим явищем зацікавилася Марія Склодовська-Кюрі

(7 листопада 1867 – 4 липня 1934), молодий хімік, полька за походженням, яка і ввела в ужиток слово «радіоактивність». У 1898 році П'єр Кюрі (15 травня 1859 – 19 квітня 1906) і Марія Склодовська-Кюрі виявили, що уран після випромінювання таємничим чином перетворюється в інші хімічні елементи. Один з цих елементів подружжя назвали полонієм, а ще один – радієм, оскільки з латині це слово означає «випускає промені». Це було найбільше відкриття. Видатний французький фізик Поль Ланжевєн (23 січня 1872 – 19 грудня 1946), з приводу цього відкриття сказав: «Відкриття радіоактивності за своїм значенням в історії цивілізації, може бути, буде поставлено на ряду з відкриттям вогню». І цей новий «вогонь» спочатку обпік людей, замість того, щоб їх зігріти.

Хімією урану і виділенням радіо багато займалися П'єр і Марія Кюрі. Ось що виглядало загадковим: випромінювання урану, що робить повітря електропровідним, неможливо було змінити ніякими впливами. Марія Кюрі нагрівала і охолоджувала його солі, тримала їх у темряві, направляла на них пучки світла і ніякого впливу. Незалежно від фізичного стану урану, перебував чи не перебував він у магнітному полі, випромінювання не змінювалося. Значить, воно йшло з глибини елемента – з атома. Цю, нову властивість Марія Кюрі запропонувала назвати радіоактивністю, виходячи з латинського слова «радіус» – промінь. Перед смертю Марія Кюрі сказала: «Не виключено, що головна причина моєї хвороби – радій». П'єр Кюрі говорив: «Який би я не був сміливий, я не увійшов би в кімнату, в якій знаходиться шматок радіо завбільшки з кулак».

На всесвітній виставці в Брюсселі можна було бачити незабутній експонат: автоматичний пристрій періодично наближав пожовклий листок паперу до лічильника ядерних частинок. Цей лічильник починав буквально захлинатися від перевантаження, яке було викликано підвищеною радіоактивністю. Листок віддалявся – швидкість рахунку падала, листок наближався – нова черга перевантаження лічильника. Цей листок був листком з блокнота дослідниці радіоактивності, двічі лауреата Нобелівської премії Марії Склодовської-Кюрі. Записи на аркуші були зроблені ще в кінці дев'ятнадцятого століття у період робіт по виділенню нового елемента – радію. Навіть важко уявити, яка же велика була ця радіоактивність у лабораторії дослідниці, якщо листок випромінює до наших днів. Коли Беккерель поїхав у Лондон читати лекцію про своє чудове відкриття, він поклав у кишеню запаяну трубочку з крупицею радію (радій був

виділений з урану, він в мільйон разів активніший, ніж уран). Додому Беккерель повернувся з опіком на грудях. Ураження, що викликані радіоактивним випромінюванням були названі променевою хворобою. Першовідкривачі радіоактивності не знали про існування променевої хвороби, але шкідливу дію сильного опромінення гамма-променями вони випробували на собі. У квітні 1936 р. у Гамбурзі (Німеччина) був відкритий пам'ятник на честь загиблих від наслідків впливу рентгенівського випромінювання. На пам'ятнику значилися імена 110 осіб. Щороку до них додавалися нові жертви науки. Без перебільшення можна сказати, що весь перший загін дослідників радіоактивних речовин та іонізуючого випромінювання загинув в результаті розвитку променевої хвороби або злоякісних новоутворень.

Елементи радіоекології можна знайти в роботах з біогеохімії радіоактивних речовин В.І. Вернадського (12 березня 1863 – 6 січня 1945), у монографії чеських учених Ю. Стокласа й Ж. Пенкава «Біологія радію й урану» (1932). Остаточно радіоекологія сформувалася до середини 50-х рр. XX ст. у зв'язку зі створенням атомної промисловості й експериментальними вибухами ядерних бомб, що викликали глобальне забруднення навколишнього середовища радіонуклідами стронцію, цезію, плутонію, вуглецю й ін.

Виявлення закономірностей, що лежать в основі процесів радіоактивного розпаду, має велике значення для багатьох галузей народного господарства. Так, особливий практичний інтерес становлять: міграція радіонуклідів у харчових ланцюгах організмів (у т. ч. сільськогосподарських тварин і людини); обрив або ослаблення екологічних зав'язків; дезактивація сільськогосподарських земель, водойм тощо, забруднених радіонуклідами; пошук родовищ радіоактивних руд (за радіоактивністю рослин-індикаторів); виявлення територій суходолу й акваторій, забруднених штучними радіонуклідами.

Результати радіоекологічних досліджень дуже вплинули на прийняття міжнародних конвенцій, спрямованих на обмеження випробувань ядерної зброї й відмову від її застосування в умовах війни. На основі рекомендацій радіоекології у промисловості розробляються й впроваджуються замкнені цикли охолодження ядерних реакторів, уловлювачі радіоактивних аерозолів, методи зберігання й знешкодження радіоактивних відходів, що виключають їх потрапляння в навколишнє середовище [1-4].

Ще не так давно слова «атомна енергетика» і «науково-технічний прогрес»

зливалися в нерозривне ціле. Відкривалася дуже райдужна перспектива вирішення енергетичних проблем, в першу чергу, заміни традиційних видів палива принципово іншим – компактним, «бездимним» і, що особливо важливо, практично невичерпним. Проте, з часом ситуація почала змінюватися. Події на «Три Майл Айленд» (1979 р. Пенсільванія, США) і особливо наш Чорнобиль сколихнули громадську думку всього світу. Аварія же на японській АЕС «Фукусіма», коли внаслідок цунамі вийшли з ладу циркуляційні насоси, ще більше змусила фахівців переглянути деякі принципові позиції, які ще недавно здавалися непорушними. Змінилося наше уявлення про мирний атом. Сьогодні близько 10,7% енергії, що виробляється на нашій планеті припадає на АЕС. США – 19,3%, Китай – 4,2%, Великобританія – 17,7%, Канада – 14,9%, Росія – 17,9%. При цьому у Франції на частку атомних станцій припадає понад 71,7% електроенергії.

Після остаточної зупинки енергоблоків ЧАЕС потужністю по 1000 МВт з реакторами РВПК-1000 в 2000 році, в Україні залишилося працювати 13 найбільш сучасних енергоблоків типу ВВЕР-1000 потужністю 1000 МВт та 2 енергоблоки типу ВВЕР-440 потужністю 440 МВт. За кількістю і потужністю ядерних енергоблоків Україна займає 8 місце у світі, 3-є в Європі. В Україні працює найпотужніша в Європі (6000 МВт) Запорізька АЕС.

На АЕС виробляється більше 53% усієї електроенергії в Україні при встановленій потужності 25%. Вартість електроенергії на АЕС нижче, ніж на теплових електростанціях. Це обумовлено тим, що в собівартість електроенергії на АЕС не включені витрати на: підвищення безпеки; зняття з експлуатації; на розвиток ядерно-паливного циклу; страхування відповідальності за можливу ядерну шкоду; будівництво нових потужностей замість тих, які виводяться з експлуатації. Дешева електроенергія АЕС – істотний фактор стабілізації економіки України в умовах, коли енергоємність національного продукту значно вищі, ніж у розвинених європейських країнах. Починаючи з 1984 р. внесок ЗАЕС в енергетику України зріс з 2 до 20,4%. В останні роки станція виробляє майже половину всієї електроенергії, виробленої атомними станціями України. 10 млн жителів України живуть і працюють завдяки електроенергії Запорізької АЕС.

Китайська Народна Республіка здійснює наймасштабнішу програму будівництва нових АЕС, також значні програми розвитку атомної енергетики мають Індія, Росія, Південна Корея і в меншій мірі ще близько півтора десятка

країн світу. На перші три країни припадає трохи більше половини (а саме – 32) реакторів що будуються.

У той же час в світі існує протилежні тенденції, виражені в стагнації і навіть відмові від ядерної енергетики. Як деякі лідери атомної енергетики (США, Франція, Японія), так і деякі інші країни закрили ряд АЕС. Італія стала єдиною країною, яка закрила всі наявні АЕС і повністю відмовилася від ядерної енергетики. Бельгія, Німеччина, Іспанія, Швейцарія, Швеція здійснюють довгострокову політику щодо відмови від ядерної енергетики. Азербайджан, Грузія, Литва, Казахстан відмовилися від ядерної енергетики багато в чому через розпад СРСР, причому на території двох останніх країн вже діяли АЕС, побудовані в рамках єдиної радянської енергетики. Австрія, Куба, Лівія, КНДР, В'єтнам, Польща з політичних, економічних або технічних причин зупинили свої ядерні програми перед пуском своїх перших АЕС, хоча Польща в довгостроковій перспективі не виключає можливості будувати АЕС знову. Раніше відмовлялася від атомної енергетики Вірменія, проте потім її єдина АЕС була пущена в експлуатацію знову. Тайвань заморозив будівництво нової АЕС і планує закриття всіх трьох діючих станцій до 2025 року. Ті, хто має АЕС Нідерланди і Швеція планували відмовитися від атомної енергетики, хоча поки призупинили такі заходи. Перспективи заявленого будівництва нових АЕС в деяких країнах також викликають сумніви. Показова в цьому відношенні позиція США: припинивши будівництво нових АЕС, там широко розгорнули науково-дослідні і конструкційні роботи в галузі атомної енергетики. Створюється хороший заділ, щоб у потрібний момент приступити до розвитку атомної енергетики на якісно іншому рівні.

Причиною виникнення аварії в Чорнобилі були помилки обслуговуючого персоналу. Масштаби аварії на Три Майл Айленд, США обумовлені тим фактом, що засувки на напорі аварійних насосів були закриті. Це було пов'язано з плановим ремонтом, що закінчився на блоці за кілька днів до аварії. Основна причина аварії на Фукусіма 1 – це землетрус та цунамі, які призвели до затоплення підвальних приміщень, де розташовувалися розподільні пристрої, резервні генератори і батареї. Це призвело до повного знеструмлення станції і відмови систем аварійного охолодження. Але грамотні дії операторів та аварійних служб могли би значно зменшити наслідки цієї аварії. Згідно з висновком комісії, відповідальність лежить на операторах АЕС Tokyo Electric

Power Company (TEPCO) і державних службах з контролю над атомною енергетикою. Однак, цілком і повністю відносити аварії на рахунок злочинно безграмотних дій було б не правильно. Реактор повинен бути сконструйований так, щоб володіти внутрішньою безпекою.

Все це ставить на сучасному етапі розвитку радіоекології такі важливі завдання:

- 1) широкий систематичний радіаційний моніторинг різних сфер господарювання, який включає оцінку вмісту основних дозоутворюючих природних і штучних радіонуклідів в основних об'єктах навколишнього середовища: атмосфері, ґрунті, водоймах, сільськогосподарських та лісних угіддях;
- 2) вивчення особливостей міграції радіонуклідів у ґрунтах різних типів, ланцюжок ґрунт → рослини → продуктивні тварини → людина. З наступною кількісною оцінкою накопичення радіонуклідів в окремих ланках трофічних ланцюгів;
- 3) дослідження особливостей формування поглинених доз іонізуючої радіації в рослинах, організмі тварин і людини за рахунок внутрішнього опромінення інкорпорованих радіонуклідів, а також їх біологічної дії на окремі види і угруповання;
- 4) розробка заходів по мінімізації накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва і тваринництва і рекомендацій по веденню сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях;
- 5) створення математичних моделей і комп'ютерних систем, які інтегрують накопичену експериментальну інформацію і дозволяють здійснювати довгострокове прогнозування поведінки радіонуклідів в природних об'єктах і оцінювати дозові навантаження на живі організми;
- 6) оцінка ролі споживання продукції мешканцями забруднених радіонуклідами територій як джерела додаткового опромінення людини.

Вирішення цих завдань пов'язане з впровадженням і використанням точних кількісних методів досліджень і, перш за все, з розробкою методів радіометрії і радіаційної дозиметрії об'єктів навколишнього середовища. Труднощі радіометрії і дозиметрії у таких складних природних об'єктах, як агроценози цілком очевидні. Розрахунки доз хронічного опромінення окремих компонентів ценозу за рахунок інкорпорованих радіонуклідів, необхідні для

оцінки будь-якого радіобіологічного ефекту, спряжені з дослідженням складних дозових полів в агроценозах, характер котрих залежить від великої кількості найрізноманітніших чинників: видового складу рослин, їх біологічних особливостей, співвідношення рослин; типу ґрунту і, відповідно, його агрохімічних характеристик, які визначаються не тільки природними показниками, але й є наслідком застосування агротехнічних прийомів; особливостями радіонуклідів і їх кількістю, тобто типом випромінювача і режимом опромінення і багатьма іншими. При екологічній дозиметрії доводиться враховувати і просторово-часову міграцію радіонуклідів біологічними ланцюжками між компонентами ценозу, можливу локалізацію окремих радіонуклідів у певних частинах рослин і органах тварин. Ігнорування цих особливостей може призвести до заниженої оцінки величин поглинених доз окремими представниками і в цілому агроценозом.

Останнє завдання, головною метою якої є забезпечення радіаційної безпеки населення, об'єднує радіоекологію і радіаційну гігієну. Кількісна оцінка дозових навантажень на людину обов'язково передбачає одержання великого об'єму даних про рух радіонуклідів трофічними ланцюжками до людини. І першорядний інтерес для радіаційної гігієни являють відомості, що одержує радіоекологія про розподіл радіонуклідів в агропромисловій сфері, де можлива дія радіаційного фактора [5-7].

Отже, кінцевим завданням радіоекології, як і радіобіології в цілому, є захист людини від вражаючої дії іонізуючого випромінювання.

Контрольні запитання та завдання:

- 1. Визначення радіоекології як науки.*
- 2. Які основні завдання радіоекології?*
- 3. Назвіть етапи розвитку радіоекології.*
- 4. Історія відкриття радіоактивного випромінювання.*
- 5. Атомна енергетика у світі.*
- 6. Яке місце займають АЕС в енергетиці України?*
- 7. Назвіть найбільш серйозні аварії на атомних електростанціях. Які їх причини та наслідки?*
- 8. Які масштаби радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС?*

9. *Який вплив аварії на Чорнобильській АЕС на розвиток радіоекології?*

10. *Які сучасні завдання радіоекології?*

1.2. Сучасні проблеми радіобіології

Основні проблеми, що виникли перед радіобіологією в 1950–1960 рр. у зв'язку з ймовірністю застосування ядерної зброї і використання атомної енергії в мирних цілях вирішені далеко не повністю та не втратили своєї актуальності у теперішній час. Крім того аварії на АЕС змусили переглянути ці проблеми і розставити нові акценти у відношенні їхньої пріоритетності. Головні проблеми радіобіології на сучасному четвертому етапі такі:

- особливості дії на живі організми малих доз іонізуючої радіації;
- специфіка дії на живі організми хронічного опромінення;
- профілактика і терапія гострих і хронічних радіаційних уражень;
- радіаційне порушення імунітету;
- віддалені наслідки опромінення;
- спільна дія на організм іонізуючого випромінювання та інших факторів;
- міграція штучних радіоактивних речовин у компонентах біоценозу;
- особливості дії на живі організми випромінювання інкорпорованих радіоактивних речовин;
- мінімізація надходження і нагромадження радіоактивних речовин у рослинах, організмі тварин і людини;
- виведення радіоактивних речовин з організму людини.

Крім системи радіаційно-гігієнічних регламентів для забезпечення прийнятних рівнів опромінення як для окремої людини, так і суспільства взагалі, проблема дії на живі організми, так званих, малих доз іонізуючої радіації (таких, що перевищують рівень природного радіаційного фону) у даний час є однією з центральних проблем радіобіології. Протягом усіх трьох етапів своєї історії радіобіологи в основному займалися вивченням дії на організм високих доз, що викликають променеву хворобу, загибель організму. Після аварії на Чорнобильській АЕС мільйони людей зазнали опромінення і продовжують опромінюватися в малих дозах. Украй мало є даних, про те, як впливають малі дози на імунну реакцію організму, на його генетичний статус. Практично немає інформації про радіостимулюючу дію малих доз на тканини, органи і, в цілому,

на організм людини, відсутні відомості про можливу трансформацію клітин при малих дозах, що може призвести до канцерогенезу.

З проблемою дії малих доз межує проблема впливу хронічного, тобто постійного, опромінення. Усі живі організми на величезних територіях опинилися в умовах хронічної дії іонізуючої радіації. Як вона впливає на рослинний і тваринний світ, їх видовий та кількісний склад, як відіб'ється на мільйонах людей, що проживають у таких умовах?

Надзвичайно актуальною для радіобіології залишається її традиційна проблема профілактики та терапії радіаційних уражень та наслідків. Понад сімдесят років пройшло з моменту відкриття перших радіопротекторів, у тому числі і найефективнішого з них цистаміну гідрохлориду. Однак дотепер не знайдено досить прийнятних радіопротекторних препаратів, що змогли б суттєво збільшити супротив організму. Практично немає засобів, що захищали б організм при хронічному опроміненні. Ще складніше справа з терапією наслідків дії радіаційного опромінення.

Одним з найтяжчих наслідків дії іонізуючого випромінювання на організм є ушкодження системи імунітету. При цьому страждають неспецифічні захисні реакції і фактори специфічного імунітету, змінюються алергійні реакції, розвивається аутоалергія. Наслідком пригнічення імунологічної реактивності є ендогенна й екзогенна інфекції, що можуть стати причиною численних захворювань і загибелі опромінених навіть при невисоких дозах.

Проблема вивчення віддалених наслідків радіаційного ураження організму, що можуть проявитися через довгі роки і навіть у наступних поколіннях (виникнення лейкозів і злоякісних новоутворень, прискорення старіння і скорочення тривалості життя, мутагенна дія і деяких інших), а також їхнього запобігання відноситься до числа найменш досліджених. Важливість її очевидна. Маловивченість пояснюється незначним експериментальним матеріалом, отриманим у даній області. У людини переважна більшість віддалених наслідків, як правило, реалізується через багато років після опромінення, тому вимагає досить тривалих часових інтервалів для виявлення.

На живі організми крім різних природних несприятливих факторів навколишнього середовища діє величезна кількість штучних. Це не тільки додаткові рівні опромінення іонізуючою радіацією, але і фактори хімічної природи – викиди і відходи промислових підприємств, вихлопи двигунів

внутрішнього згоряння, мінеральні добрива, пестициди, гербіциди, кислотні дощі, руйнування озонового шару, яке збільшує ультрафіолетове випромінювання. Теоретично, у певних ситуаціях, вони можуть послабляти дію іонізуючого випромінювання, але частіше підсилюють. Спільна вражаюча їх дія може значно перевищувати сумарний ефект. Саме тому аналіз комбінованої дії на організм іонізуючої радіації й інших факторів, у тому числі і неіонізуючого випромінювання, є ще однією з найважливіших проблем радіобіології.

Актуальною проблемою, особливо в останні роки, стало вивчення закономірностей міграції радіоактивних речовин, радіонуклідів, зокрема штучних, в об'єктах навколишнього середовища. Необхідно також досліджувати їхній перехід з різних типів ґрунтів у рослини і далі по харчових ланцюгах в організм сільськогосподарських тварин і людини, місця нагромадження і концентрації в окремих органах в залежності від хімічних властивостей радіоактивних сполук й особливостей обміну речовин різних видів організмів.

З названою проблемою безпосередньо зв'язане дослідження особливостей дії на організм радіоактивних речовин, що проникли всередину і включилися в органи і тканини – тобто інкорпоровалися. В процесі метаболізму вони можуть замінювати звичайні стабільні елементи, накопичуватися в деяких органах у великих кількостях і обумовлювати їхнє локальне опромінення у високих дозах. Досить проблематичною є дозиметрія випромінювання у таких ситуаціях [6].

У зв'язку з останнім надзвичайно важливого значення набувають проблеми запобігання надходження і нагромадження радіоактивних речовин в організмі людини та їхнього виведення. Перша з них представляє комплексну задачу, що вирішується на окремих ланках харчових ланцюгів фахівцями різних напрямів. На початкових етапах виробництва продукції рослинництва і тваринництва основна роль належить фахівцям сільського господарства. Вміло враховуючи фізико-хімічні властивості меліорантів і добрив, змінюючи набір рослин у сівозміні і режим зрошення посівів, умови утримання і годівлі тварин, можна значно знизити кількість радіоактивних речовин у продукції. В процесі технологічних переробок можна також істотно зменшити їхню концентрацію в багатьох продуктах харчування. Один з цих методів – розбавлення було активно використано фахівцями колишнього СРСР, коли м'ясо тварин з чорнобильської зони було розподілене між великою кількістю м'ясокомбінатів та потрохи додавалося у продукцію. Однак, це вже задачі працівників харчової

промисловості. Нарешті, правильно складений лікарями-гігієністами, фахівцями в області медичної радіобіології раціон харчування, збагачений білками, певними вітамінами, макро- і мікроелементами, спеціальними біологічно активними сполуками, може сприяти блокуванню надходження й всмоктування радіоактивних речовин організмом.

Деякі радіоактивні речовини, що потрапили в організм із продуктами харчування, водою, повітрям порівняно швидко виводяться з нього природними шляхами. Однак інші можуть міцно зв'язуватися в окремих органах, наприклад, у кістках, м'язах або рівномірно розповсюджуватися в організмі піддаючи їх і прилеглі тканини постійному опроміненню. Тому проблема виведення радіоактивних речовин у комплексній терапії уражень, викликаних внутрішнім опроміненням, займає особливо важливе місце.

Зовсім очевидно, що в рішенні перерахованих проблем беруть участь не тільки біологи і медики, але і велике коло дослідників інших напрямів. На сучасному етапі розвитку радіобіологія уже вийшла за межі нагромадження фактів про реакції на опромінення окремих систем організму, різних біологічних видів і має потребу в їхньому глибокому, всебічному аналізі й узагальненні. Великі і тісні її зв'язки з іншими науками, різнобічні, часом нетрадиційні підходи до рішення багатьох питань дозволяють сподіватися на нові відкриття в цій області біології у найближчі роки.

Контрольні запитання та завдання:

- 1. Які сучасні проблеми радіобіології?*
- 2. Яке теоретичне та практичне значення радіобіології?*
- 3. В чому полягає необхідність широкої пропаганди радіобіологічних знань?*
- 4. Які перспективи розвитку радіобіології?*
- 5. В чому суть методу розбавлення та доцільність його використання?*

1.3. Фізика іонізуючого випромінювання

Відомо, що для отримання рентгенівських променів використовується рентгенівська трубка, будова якої дуже проста. Схематичне зображення рентгенівської трубки представлено на рис. 1.1.

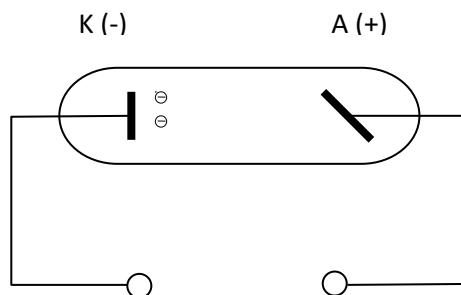
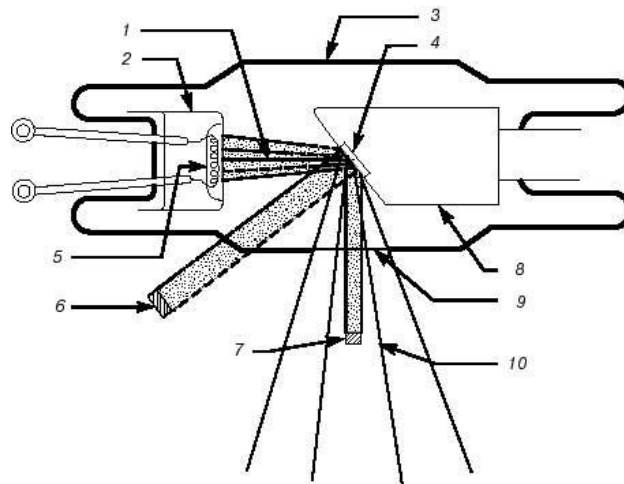


Рис. 1.1. Схематичне зображення рентгенівської трубки

Між катодом (мінус) та анодом (плюс) прикладається різниця потенціалів, яка прискорює рух електронів. Ці прискорені електрони вдаряються об анод і дуже швидко гальмуються. При гальмуванні електронів і утворюється рентгенівське випромінювання. Оскільки окремі електрони гальмуються, то і випромінювання носить переривчастий характер, воно відбувається як би порціями. Гальмується один електрон – вилітає одна або кілька порцій, гальмується другий – нові порції випромінювання і так далі. Ці порції називаються квантами або фотонами випромінювання. Більш детально процес отримання рентгенівських променів зображено на рис. 1.2. Для отримання суцільного спектру рентгенівського випромінювання напругу змінюють від 1 до 500 кВ та використовують, як правило, аноди з вольфраму або золота. Звичайно частота опромінення залежить від багатьох факторів.

Квант випромінювання – це найменша кількість даного виду випромінювання. Величина енергії кожного кванта залежить від того, наскільки прискорюється рух електронів. Чим більше енергія електрона, тим більше енергія рентгенівського кванта. Енергію електрона зазвичай висловлюють в електрон-вольтах (Ев). $E_{\text{ев}}$ – це енергія електрона після проходження ним різниці потенціалів в один вольт. В електрон-вольтах вимірюється енергія не тільки прискорених електронів, але і енергія рентгенівських квантів, що виходять з рентгенівської трубки.



1 – електронний пучок; 2 – катод (мінус); 3 – скляна оболонка (трубка); 4 – вольфрамова мішень (антикатод); 5 – нитка розжарення катода; 6 – реально опромінена площа; 7 – ефективна фокальна пляма; 8 – мідний анод (плюс); 9 – вікно; 10 – розсіяне рентгенівське випромінювання.

Рис. 1.2. Рентгенівська трубка Куліджа

Гамма-промені утворюються при радіоактивному розпаді атомних ядер. Джерелом таких променів є особливі радіоактивні речовини. За своєю природою рентгенівські і гамма-промені являють собою такі ж електромагнітні коливання, як світло або радіохвилі (рис. 1.3), тільки енергія рентгенівського або гамма-кванта у багато разів більше енергії світлового кванта. Чим більше енергія, тим більше частота коливань і менше довжина хвилі даного виду випромінювання. Якщо видиме світло має довжину хвилі порядку 10^{-5} см, то для рентгенівських променів вона менше 10^{-8} см.

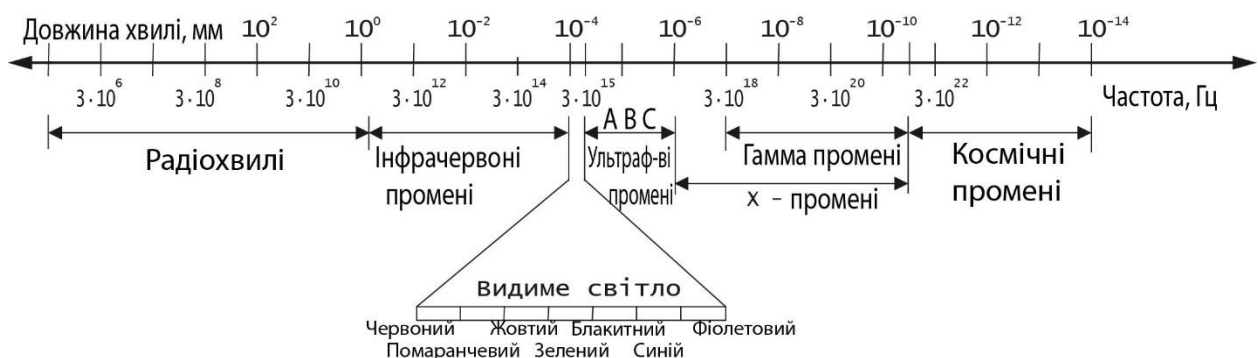


Рис. 1.3. Сонячна радіація, що надходить до Землі

Сонце випускає широкий спектр випромінювання: від радіохвиль – включаючи області теплового випромінювання видимого світла – до гамма-випромінювання, що володіє дуже високою проникаючою здатністю. Наша Земля теж випускає випромінювання, оскільки вона містить радіоактивні речовини, такі як уран, радій, торій та інші. Радіоактивні ізотопи (калію, вуглецю та інші) присутні і в організмі людини, тому ми самі теж є джерелами радіації. Наші органи чуття сприймають лише малу частину у вигляді сонячного світла і тепла, зірок і Місяця. Інші види випромінювання (ультрафіолетове, рентгенівське, космічне, радіоактивне) ми можемо виявити тільки за допомогою приладів. Дії кожного виду випромінювання на живі організми визначається не тільки тривалістю опромінення та інтенсивністю поглинання, але і специфічними властивостями, характерними для даного виду випромінювання.

При опроміненні рентгенівськими та гамма-променями фотографічна пластинка чорніє, якщо навіть вона знаходиться в щільній світлонепроникній касеті. Опромінення рентгенівськими променями повітря між двома різнойменно зарядженими електродами приводить до появи електричного струму між ними, тому що повітря стає електропровідним. Подібна електропровідність також може з'явитися під дією рентгенівських променів і в деяких твердих тілах.

В основі цих і інших властивостей рентгенівських і гамма-променів лежать елементарні процеси взаємодії квантів випромінювання з середовищем, в якому вони поширюються. Результатом такої взаємодії є іонізація та збудження молекул і атомів.

З першого погляду здається незвичним, що різні види випромінювання – радіохвилі, світло, рентгенівські і гамма-промені, які мають одну і ту ж природу, в той же час дуже сильно розрізняються за своїми властивостями. Наприклад, для того, щоб захиститися від світла, достатньо листа звичайного паперу, в той час як для захисту від рентгенівських і гамма-променів необхідно застосовувати листи металу значної товщини. У чому ж тут справа?

У нашому повсякденному житті доводиться зустрічатися з різними тілами і речовинами: сталеві виливки і дерев'яні вироби, пластмаси, рідини, гази і т. п. Однак, якщо до цих тіл і речовин підходити з точки зору їх мікро-будови, то ми знаємо, що всі вони обов'язково мають ядро і його навколишню оболонку, що складається з рухомих електронів навколо ядра. Все різноманіття властивостей оточуючих нас предметів обумовлено розбіжностями у масах ядер та кількістю

електронів в атомі. Головним об'єктом дослідження вчених був сам атом, вірніше – його будова. Атом схожий на сонячну систему в мініатюрі: навколо крихітного ядра рухаються по орбітах «планети» – електрони. Це, так звана, планетарна модель, що була запропонована Ернестом Резерфордом (30 серпня 1871 – 19 жовтня 1937) у 1911 році (рис. 1.4).

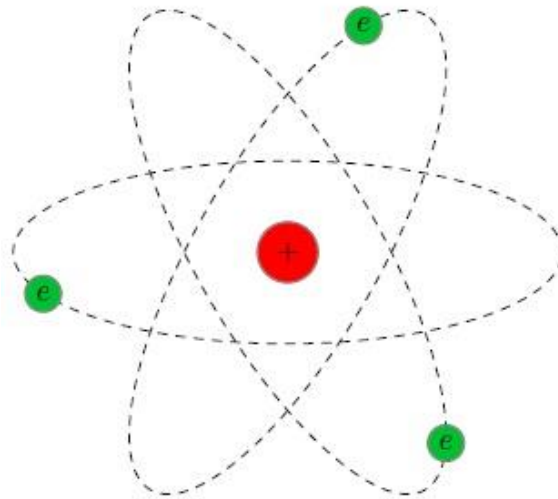


Рис. 1.4. Планетарна модель атома

Однак сьогодні ця модель – перший крок до розуміння будови атому. Проблема цієї теорії полягає в тому, що електрон – це заряджена частинка. Якщо він рухається навколо ядра по якійсь кульовій або еліптичній орбіті, то він повинен рухатися з доцентровим прискоренням. Згідно з ж відомою теорією Джеймса Максвела – заряджена частинка, що рухається з прискоренням повинна випромінювати. Таким чином кінетична енергія електрона поступово перетворювалась би у випромінювання та електрон просто впав би на атом. Такий атом майже не існував би у часі. Розрахунки показують, що час життя такого електрона був би менш, ніж 10^{-6} с. Планетарна модель атома Резерфорда була змінена на модель Нільса Бора (7 жовтня 1885 – 18 листопада 1962). Він виявив, що навколо атома існує кілька квантових орбіт, по яких переміщається електрон. Він припустив, що електрон випромінює енергію не весь час, а тільки переміщаючись з однієї орбіти на іншу. А слідом за борівською моделлю атома з'явився принцип невизначеності Гейзенберга, який нарешті пояснював, чому падіння електрона на ядро неможливе. Вернер Карл Гейзенберг (5 грудня 1901 – 1 лютого 1976), якого вважають одним із засновників квантової механіки, виявив, що в збудженому атомі електрон знаходиться на далеких орбітах, а в

момент, коли він випромінює фотон, він падає на основну орбіту, втративши свою енергію. Атом же переходить у стійкий стан, при якому електрон буде обертатися навколо ядра до тих пір, поки його ніщо не збуджує зовні. Це стабільний стан, далі якого електрон падати не буде.

Ще більше відповідей про будову мікроміру можна знайти в роботах з квантової механіки. Квантова механіка – це розділ теоретичної фізики, що описує фізичні явища, дію яких можна порівняти зі Сталою Планка. Але, нажаль, більш детальний аналіз квантової фізики виходить за рамки дисципліни, що викладається. Єдине, на щоб хотілось звернути вашу увагу так це на то, що навіть в нашій галактиці є інші форми матерії. Навіть найяскравіша зірка на зоряному небі – Сіріус (α – Великого Пса), маса якої в два рази більше Сонячної, повертається навколо спільного центра мас з зіркою, яку дуже важко побачити навіть в професійні телескопи. Ця маленька зірочка отримала назву «Цуценя». Її радіус у 203 рази менш, ніж у Сіріуса. За розміром вона не більше нашої Землі, але її маса величезна та дуже сильно впливає на рух системи цих двох зірок. Уявіть собі, щоб Сонце поверталось навколо Землі. Виявляється таке цілком можливо. Справа тут у величезній щільності речовини. Наприклад, склянка води важить 200 грамів, склянка ртуті 3 кг, а склянка речовини з Цуценя мала б масу 20 т. Але є ще більш щільна речовина у всесвіті. Наперсток речовини з нейтронних зірок може мати більшу масу, ніж потяг з 60 навантаженими вагонами. Щільність такої речовини перевищує щільність атомного ядра.

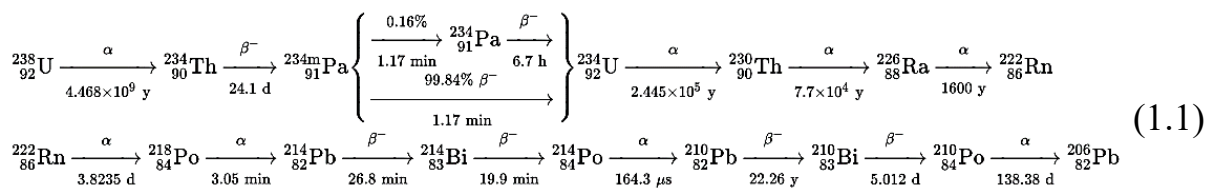
Для розуміння основ радіоекології можна спочатку зупинитися на планетарній моделі атома. Розміри ядра в сто тисяч разів менші за розміри самого атома, але щільність його дуже велика, оскільки маса ядра майже дорівнює масі всього атома. Ядро, як правило, складається з декількох більш дрібних частинок, які щільно зчеплені одна з одною. Деякі з цих частинок мають позитивний заряд і називаються протонами. Число протонів у ядрі й визначає, до якого хімічного елемента належить даний атом. Крім того число протонів в ядрі це порядковий номер елемента у періодичній системі Д.І. Менделєєва (рис. 1.5). Ядро атома водню містить усього один протон, атома кисню – 8, урану – 92. У кожному атомі число електронів точно дорівнює числу протонів у ядрі; кожний електрон несе негативний заряд, що дорівнює за абсолютною величиною заряду протона, тому, в цілому, атом нейтральний.

Період	Ряд	Г Р У П П И																VIII									
		I		II		III		IV		V		VI		VII													
1	1	H Гідроген Водень 1,0079														He Гелій 4,0026											
2	2	Li Літій 6,941		Be Берилій 9,012		B Бор 10,81		C Карбон Вуглець 12,011		N Нітроген Азот 14,0067		O Оксиген Кисень 15,999		F Флуор Фтор 18,998		Ne Неон 20,179											
3	3	Na Натрій 22,990		Mg Магній 24,305		Al Алюміній 26,981		Si Силіцій Кремій 28,086		P Фосфор 30,973		S Сулфур Сірка 32,06		Cl Хлор 35,453		Ar Аргон 39,948											
4	4	K Калій 39,098		Ca Кальцій 40,08		21 Ga Галій 44,956		22 Sc Скандій 47,90		23 V Ванадій 50,941		24 Cr Хром 51,996		25 Mn Манган 54,938		26 Fe Ферум Залізо 55,847		27 Co Кобальт 58,933		28 Ni Нікел Нікель 58,70							
	5	29 Cu Купрум Мідь 63,546		30 Zn Цинк 65,39		31 Ga Галій 69,72		32 Ge Германій 72,59		33 As Арсен Миш'як 74,821		34 Se Селен 78,96		35 Br Бром 79,904		36 Kr Криптон 83,80											
5	6	Rb Рубідій 85,468		Sr Стронцій 87,62		39 Y Ітрій 88,906		40 Zr Цирконій 91,22		41 Nb Ніобій 92,906		42 Mo Молибден 95,94		43 Tc Технецій [98,906]		44 Ru Рутеній 101,07		45 Rh Родій 102,905		46 Pd Паладій 106,4							
	7	47 Ag Аргентум Срібло 107,868		48 Cd Кадмій 112,41		49 In Індій 114,82		50 Sn Станум Олово, цина 118,71		51 Sb Стібій 121,75		52 Te Телур 127,60		53 I Іод Іод 126,904		54 Xe Ксенон 131,30											
6	8	Cs Цезій 132,91		Ba Барій 137,33		57 *La Лантан 138,905		72 Hf Гафній 178,49		73 Ta Тантал 180,948		74 W Вольфрам 183,85		75 Re Реній 186,207		76 Os Осмій 190,2		77 Ir Ірідій 192,22		78 Pt Платина 195,09							
	9	79 Au Аурум Золото 196,967		80 Hg Меркурій Ртуть 200,59		81 Tl Талій 204,37		82 Pb Плюмбум Свінцев, оливо 207,2		83 Bi Бісмут Вісмут 208,980		84 Po Полоній [209]		85 At Астат [210]		86 Rn Радон [222]											
7	10	Fr Францій [223]		Ra Радій 226,025		88 **Ac Актиній [227]		104 Unq Унілквадій [261]		105 Unp Унілпентій [262]		106 Unh Унілгексій [263]		107 Uns Унілсептій [264]		108 Uno Унілдіктій [265]		109 Une Унілденій [266]		110 Uun Унілнілій [272]							
Вищі оксиди		R ₂ O		RO		R ₂ O ₃		RO ₂		R ₂ O ₅		RO ₃		R ₂ O ₇		RO ₄											
Леткі водневі сполуки								RH ₄		RH ₃		H ₂ R		HR													
Лантаноїди		58 140,12	Ce Церій 140,908	59 Pr Прозеродим 140,908	60 Nd Неодим 144,24	61 Pm Прометій [145]	62 Sm Самарій 150,36	63 Eu Європій 151,96	64 Gd Гадоліній 157,25	65 Tb Тербій 158,925	66 Dy Диспроцій 162,50	67 Ho Гольмій 164,93	68 Er Ербій 167,26	69 Tm Тулій 168,934	70 Yb Іттербій 173,04	71 Lu Лютецій 174,967											
Актиноїди		90 232,038	Th Торій [231]	91 Pa Протактиній [231]	92 U Уран 238,029	93 Np Нептуній [237]	94 Pu Плутоній [244]	95 Am Амеріцій [243]	96 Cm Кюріій [247]	97 Bk Берклій [247]	98 Cf Каліфорній [251]	99 Es Ейнштейній [254]	100 Fm Фермій [257]	101 Md Менделєвій [258]	102 No Нобелій [259]	103 Lr Лоуренцій [260]											

Рис. 1.5. Періодична таблиця хімічних елементів Менделєєва

Єдиним простим атомним ядром, що складається всього з однієї елементарної частинки є ядро звичайного водню. Його ядро містить тільки один протон. Якщо ж ядро елемента складається з одного нейтрону та одного протону – то це вже буде ізоотоп водню – дейтерій. Третій же складається з одного протону та двох нейтронів. У ядрі, як правило, наявні й частинки іншого типу, що називаються нейтронами, оскільки вони електрично нейтральні. Ядра атомів того самого елемента завжди містять те саме число протонів, але число нейтронів у них може бути різним. Атоми, що мають ядра з однаковим числом протонів, але відрізняються за числом нейтронів, належать до різних різновидів того самого хімічного елемента і називаються *ізотопами* даного елемента. Щоб відрізнити їх один від одного, до символу елемента приписують число, що дорівнює сумі всіх частинок у ядрі даного ізоотопу. Так, уран-238 містить 92 протони й 146 нейтронів; в урані-235 теж 92 протони, але 143 нейтрони. Ядра всіх ізоотопів хімічних елементів утворюють групу «*нуклідів*». Деякі нукліди стабільні, тобто без зовнішнього впливу ніколи не зазнають ніяких перетворень. Більшість же нуклідів нестабільні, вони увесь час перетворюються в інші

нукліди. Як приклад, візьмемо хоча б атом урану-238, у ядрі якого протони й нейтрони ледь утримуються разом силами зчеплення. Час від часу з нього виринає компактна група із чотирьох частинок: двох протонів і двох нейтронів (α -частинка). Уран-238 перетворюється таким чином у торій-234, у ядрі якого утримуються 90 протонів і 144 нейтрони. Але торій-234 також нестабільний. Його перетворення відбувається, однак не так, як у попередньому випадку: один з його нейтронів перетворюється у протон, і торій-234 перетворюється в протактиній-234, у ядрі якого 91 протон і 143 нейтрони. Ця метаморфоза, що відбулася в ядрі, позначається й на електронах, що рухаються по своїх орбітах: один з них стає неспареним і вилітає з атома. Протактиній дуже нестабільний і йому потрібно зовсім небагато часу на перетворення. Далі відбуваються інші перетворення, що супроводжуються випромінюванням і весь цей ланцюжок, зрештою, закінчується стабільним нуклідом свинцю:



При кожному такому акті розпаду вивільняється енергія, яка й передається далі у вигляді випромінювання. 1 г урану при розпаді може виділити 24 тис. кВт теплової енергії.

Необхідно зазначити (хоча це й не зовсім строго), що випущення ядром частинки, що складається із двох протонів і двох нейтронів – це *альфа-випромінювання*; випущення електрона, як у випадку розпаду торію-234 – це *бета-випромінювання*. Часто нестабільний нуклід виявляється настільки збудженим, що випущення частинки не призводить до повного зникнення енергії збудження; тоді він викидає порцію чистої енергії, що називається *гамма-випромінюванням* (гамма-квантом). Як і у випадку рентгенівських променів (багато в чому подібних до гамма-випромінювання), при цьому не відбувається випущення яких-небудь частинок.

Ядра нестабільних атомів виділяють надлишкову енергію у вигляді іонізуючого випромінювання. Такі атоми називають радіоактивними. У міру розпаду радіоактивних ядер рівень активності зменшується. Увесь процес

мимовільного розпаду нестабільного нукліда називається *радіоактивним розпадом*, а сам такий нуклід – *радіонуклідом*. Але хоча всі радіонукліди нестабільні, одні з них більш нестабільні, ніж інші. Наприклад, протактиній-234 розпадається майже моментально, а уран-238 – дуже повільно. Половина всіх атомів протактинію в якому-небудь радіоактивному джерелі розпадається за час трохи більше хвилини, у той же час половина всіх атомів урану-238 перетвориться в торій-234 за чотири з половиною мільярди років.

Час, за який розпадається в середньому половина всіх радіонуклідів даного типу в будь-якому радіоактивному джерелі, називається *періодом напіврозпаду* відповідного ізотопу. Цей процес триває безупинно. За час, що дорівнює одному періоду напіврозпаду, залишаться незмінними кожні 50 атомів із 100, за наступний аналогічний проміжок часу 25 із них розпадуться, і так далі за експоненціальним законом.

Хотілося б зробити невеличкий відступ та привести приклад практичного застосування ізотопних методів дослідження в екології. Як можна визначити скільки років древньому коралу або моллюску? Розглянемо лише один метод датування – Уранове-торієвий. Справа у тому, що уран розчинний у природних водах а торій ні. Отже практично всі морські мешканці містять уран, а торій ні. Розглянемо сучасний моллюск він може містити $2 \cdot 10^{-6}$ г урану та зовсім не містити торію. Зростання співвідношень $^{230}\text{Th}/^{234}\text{U}$ служить мірою віку. Ще хороший приклад – радіовуглецеве датування. Справа у тому, що в повітрі підтримується стала концентрація ^{14}C . Джерелом є ядерна реакція, яка відбувається у верхніх шарах атмосфери при бомбардуванні Землі космічними променями:



Упродовж життя організму рослини чи тварини вуглець у ньому весь час поновлюється і співвідношення $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ залишається сталим. Після загибелі обмін із середовищем припиняється, а радіоактивний розпад ^{14}C триває далі. Тому відносна частка радіоактивного вуглецю зменшується. Оскільки період напіврозпаду ^{14}C приблизно складає 5730 років то час від моменту загибелі організму можна встановити в лабораторії.

Кількісною характеристикою будь-якого джерела іонізуючого

випромінювання є його активність (радіоактивність), якісною – вид і енергія випромінювання, проникна здатність, період напіврозпаду.

Види іонізуючого випромінювання. Розрізняють корпускулярне і фотонне іонізуючі випромінювання. У першому випадку при радіоактивному перетворенні ядра атома з нього вилітають частинки – альфа, бета, нейтрони, протони, мезони тощо. При фотонному (електромагнітному) випромінюванні утворюється квант енергії – рентгенівське або гамма-випромінювання радіоактивних елементів. Різні види випромінювання супроводжуються вивільненням різної кількості енергії і мають різну проникну здатність.

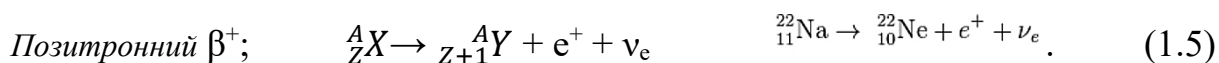
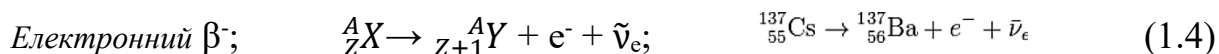
Альфа-розпад характерний для радіоактивних елементів з великими порядковими номерами (урану, плутонію, америцію тощо). При цьому з ядра атома вилітає α -частинка, яка складається з двох протонів і двох нейтронів і являє собою ядро атома гелію. Альфа-розпад призводить до зменшення порядкового номера атома на дві одиниці, а масового числа – на чотири.

Схема альфа-розпаду має такий вигляд:



Альфа-випромінювання, що являє собою потік важких частинок, що складається із нейтронів і протонів, практично не здатне проникнути через зовнішній шар шкіри, утворений відмерлими клітинами і затримується, наприклад, аркушем паперу. Тому воно не становить небезпеки до того часу, поки радіоактивні речовини, що випускають α -частинки, не потрапляють усередину організму через відкриту рану, з їжею або з повітрям. Тоді вони стають надзвичайно небезпечними.

Бета-розпад існує у двох різновидах – електронний і позитронний. У першому випадку з ядра радіоактивного атома вилітає електрон, що має негативний заряд, у другому – позитрон, що несе позитивний заряд. Схематично бета-розпад можна подати так:

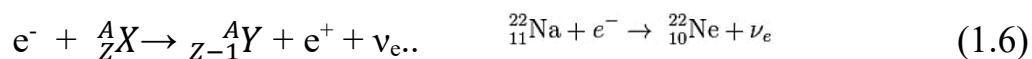


Пробіг бета-частинки в повітрі – до 1 м, у біологічній тканині – від 0,2 до 3 см. Щільність іонізації в сотні і тисячі разів менша, ніж у альфа-

випромінювання. Цим обумовлюється і менший негативний ефект бета-випромінювання. Маючи меншу іонізуючу здатність, бета-частинки мають більшу проникну здатність. Однак одяг людини поглинає до 50% бета-частинок, а віконне або автомобільне скло і металеві екрани товщиною в кілька міліметрів затримують їх практично повністю.

До радіоактивних перетворень поряд з альфа- і бета-розпадом відносять також К-захоплення, поділ ядер і ядерний синтез.

К-захоплення – захоплення ядром одного з електронів з найближчої К-оболонки атома. У цьому випадку має місце таке саме перетворення ядра, як і при позитронному розпаді:



Поділ ядер (мимовільний і вимушений) характерний для елементів з великим атомним номером при захопленні їхніми ядрами нейтронів. У результаті поділу утворюються радіоактивні уламки.

Ядерний синтез відбувається при температурі більше декількох мільйонів градусів. У цих умовах ядра легких елементів об'єднуються в ядра більш важких. Прикладом штучно створеної ядерної реакції синтезу є воднева бомба.

Гамма-випромінювання являє собою потік електромагнітних хвиль, що випускаються окремими порціями (квантами) і поширюються зі швидкістю світла. Гамма-промені не несуть електричного заряду, але завдяки високій швидкості переміщення здатні вибивати електрони з атомів будь-яких хімічних елементів (фотоелектрична дія). Маючи велику проникну здатність, гамма-промені становлять небезпеку для живих організмів, насамперед, при зовнішньому опроміненні.

Рентгенівське випромінювання належить також до електромагнітних і являє собою потік електромагнітних хвиль. Фотони рентгенівського випромінювання мають енергію від 100 еВ до 250 кеВ, що відповідає випромінюванню із частотою від $3 \cdot 10^{16}$ Гц до $6 \cdot 10^{19}$ Гц і довжиною хвилі 0,005-10 нм (загальновизнаної межі діапазону рентгенівських променів на шкалі довжин хвиль не існує). М'який рентген характеризується найменшою енергією фотона та частотою випромінювання (і найбільшою довжиною хвилі), а жорсткий рентген має найбільшу енергію фотона та частоту випромінювання (і

найменшу довжину хвилі). Жорсткий рентген використовується переважно у промислових цілях. Рентгенівські промені виникають при сильному прискоренні заряджених частинок або при високоенергетичних переходах в електронних оболонках атомів або молекул. В процесі прискорення-гальмування лише близько 1% кінетичної енергії електрона йде на рентгенівське випромінювання, 99% енергії перетворюється на тепло. На Землі електромагнітне випромінювання в рентгенівському діапазоні утворюється в результаті іонізації атомів випромінюванням, яке виникає при радіоактивному розпаді, а також космічним випромінюванням. Радіоактивний розпад також призводить до безпосереднього випромінювання рентгенівських квантів, якщо викликає перебудову електронної оболонки атома, що розпадається (наприклад, при електронному захопленні). Рентгенівське випромінювання, яке виникає на інших небесних тілах не досягає поверхні Землі, тому що повністю поглинається атмосферою. Рентгенівські промені можуть проникати крізь речовину, причому різні речовини по-різному їх поглинають. Поглинання рентгенівських променів є найважливішою їх властивістю в рентгенівській зйомці. Рентгенівське випромінювання є іонізуючим. Воно впливає на тканини живих організмів і може бути причиною променевої хвороби, променевих опіків і злоякісних пухлин. Через це при роботі з рентгенівським випромінюванням необхідно дотримуватися заходів захисту. Рентгенівське випромінювання є мутагенним чинником. Рентгенівські промені здатні викликати у деяких речовин світіння (флюоресценцію). Цей ефект використовується в медичній діагностиці при рентгеноскопії (спостереження зображення на флуоресціюючому екрані) і рентгенівській зйомці (рентгенографії). Виявлення дефектів у виробках (рейках, зварювальних швах тощо) за допомогою рентгенівського випромінювання називається рентгенівською дефектоскопією. У матеріалознавстві, кристалографії, хімії й біохімії рентгенівські промені використовуються для з'ясування структури речовин на атомному рівні за допомогою дифракційного розсіювання рентгенівського випромінювання (рентгеноструктурний аналіз). Відомим прикладом є визначення структури ДНК. Крім того, за допомогою рентгенівських променів може бути визначений хімічний склад речовини. В електронно-променевому мікрозонді (або ж в електронному мікроскопі) аналізована речовина опромінюється електронами, при цьому атоми іонізуються й випромінюють характерне рентгенівське випромінювання. Замість електронів

може використовуватися рентгенівське випромінювання. Цей аналітичний метод називається рентгенофлуоресцентним аналізом.

Контрольні запитання та завдання:

1. *Як працює рентгенівська трубка?*
2. *Що таке квант випромінювання? Чому є найменша кількість даного виду випромінювання?*
3. *Які види сонячної радіації надходять до Землі?*
4. *Планетарна модель атома Резерфорда, її суть та недоліки.*
5. *Які сучасні моделі мікроміру вам відомі?*
6. *Що таке радіоактивний розпад?*
7. *Що таке ізотопи та нукліди?*
8. *Які види іонізуючого випромінювання ви знаєте?*
9. *Що таке активність джерела випромінювання?*
10. *Де застосовуються іонізуючі випромінювання у діяльності людини?*
11. *У чому принципова різниця між корпускулярним і фотонним випромінюванням?*

1.4. Дозиметричні одиниці в радіоекології

Основною одиницею в радіоекології є доза опромінення – міра енергії іонізуючого випромінювання, яка передана речовині, або міра біологічних ефектів іонізуючого випромінювання в тілі людини, його органах і тканинах.

Опромінення – це вплив на людину чи будь-який об'єкт іонізуючого випромінювання.

Зовнішнє опромінення – опромінення тіла людини чи будь-якого живого об'єкта джерелами іонізуючого випромінювання, які знаходяться поза ним.

Внутрішнє опромінення – опромінення тіла людини чи будь-якого живого об'єкта, окремих органів та тканин від джерел іонізуючого випромінювання, що знаходяться в самому об'єкті.

Ефективна доза зовнішнього опромінення та ефективна доза внутрішнього опромінення за рахунок радіонуклідів можуть підсумовуватися.

Число розпадів за секунду в радіоактивному зразку називається його *активністю*. Активністю нукліда (A) в радіоактивному джерелі, називається

величина, яка дорівнює відношенню кількості атомів, що розпалися ΔN до проміжку часу Δt розпаду цього числа частинок:

$$A = \Delta N / \Delta t. \quad (1.7)$$

Одиницею активності ізотопів є Беккерель (Бк). 1 Бк дорівнює активності такої кількості, в якій за 1 секунду відбувається один ядерний розпад. Експериментально встановлено, що швидкість радіоактивного розпаду речовини пропорційна її кількості в даний момент часу. Математично це описується так:

$$dN / dt = - \lambda N. \quad (1.8)$$

Знак мінус показує, що кількість речовини з часом зменшується. Вирішуючи це рівняння, отримуємо основний закон радіоактивного розпаду:

$$N = N_0 e^{-\lambda t},$$

де N_0 – число радіоактивних ядер (маса) в довільно обраний початковий момент часу, прийнятий за початок відліку $t = 0$; N – кількість ядер, що розпалися до моменту часу t ; λ – постійна, яка характеризує ймовірність розпаду ядра за одиницю часу: $\lambda = \frac{\ln 2}{t_{1/2}}$, де $t_{1/2}$ – період напіврозпаду.

Таким чином, вирішивши дане диференціальне рівняння ми отримаємо, що кількість радіоактивних ядер $N(t)$ даного ізотопу зменшується з часом за законом:

$$N(t) = N_0 \exp^{(-t \ln 2 / t_{1/2})} = N_0 \exp^{(-0.693 t / t_{1/2})}, \quad (1.9)$$

де N_0 – число радіоактивних ядер в момент часу $t = 0$, $t_{1/2}$ – період напіврозпаду – час, протягом якого розпадається половина радіоактивних ядер.

Приклад побудови графіка зменшення радіоактивного I^{131} за допомогою EXCEL зображено на рис. 1.6.

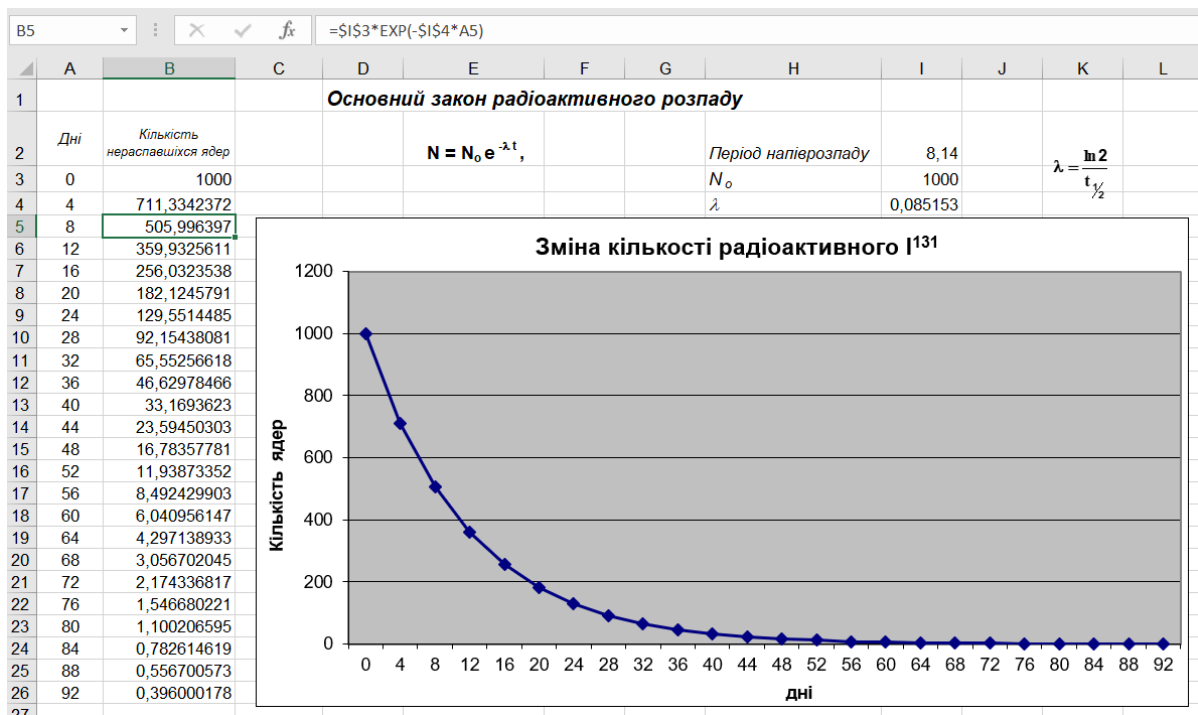


Рис. 1.6. Приклад побудови графіка зменшення радіоактивного I^{131} за допомогою EXCEL

Масу m активності радіонукліда A можна розрахувати за формулою:

$$m = 2.4 \cdot 10^{-24} \cdot M \cdot t_{1/2} \cdot A, \quad (1.10)$$

де M – масове число радіонукліда, A – активність в Беккерелях, $t_{1/2}$ – період напіврозпаду в секундах. Маса виходить у грамах.

Позасистемною одиницею є Кюрі (Ки) – активність ізотопу, у якому в 1с відбувається $3,7 \cdot 10^{10}$ актів розпаду:

$$1\text{Бк} = 2,7 \cdot 10^{-11} \text{Ки}. \quad (1.11)$$

Загальна радіоактивність, внесена в світовий океан людством, оцінюється у $5,5 \cdot 10^{19}$ Бк. Під час чорнобильської аварії в атмосферу було викинуто $5 \cdot 10^7$ Ки радіоактивності. Загальна площа України, що забруднена цезієм більше 1Ки/км^2 , складає 36 млн га, понад 5Ки/км^2 – 470 тис. га., понад 15Ки/км^2 – 75 тис. га.

Під питомою активністю розуміють активність, віднесену до одиниці маси або об'єму.

Процеси взаємодії випромінювання з речовиною відбуваються по-різному і залежать від виду іонізуючого випромінювання, а також від складу опромінюваної речовини. Проте спільним є те, що при взаємодії з ядрами, електронами, атомами та молекулами речовини енергія іонізуючого випромінювання перетворюється в інші види енергії. Результатом такої взаємодії є поглинання частини енергії випромінювання речовиною.

Найважливіша задача дозиметрії – визначення дози випромінювання в різних середовищах і особливо в тканинах живого організму. В радіаційному захисті, радіоекології та радіобіології розрізняють п'ять основних видів доз іонізуючого випромінювання: експозиційну, поглинену, еквівалентну, ефективну і колективну.

Виміряти іонізацію безпосередньо в глибині тканин живого організму важко. У зв'язку з цим для кількісної характеристики рентгенівського і гамма-випромінювання, що діють на об'єкт, визначають так звану експозиційну дозу, яка характеризує іонізуючу здатність рентгенівських і гамма-променів у повітрі.

Експозиційна доза фотонного випромінювання (D_{exp}) є відношенням сумарного заряду всіх іонів одного знаку (dQ), утворених у повітрі, до маси повітря в зазначеному об'ємі (dm):

$$D_{\text{exp}} = dQ/dm. \quad (1.12)$$

У системі SI за одиницю експозиційної дози прийнято *кулон на кілограм* (Кл/кг; C/kg). Позасистемною одиницею експозиційної дози є Рентген (Р; R): $1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}$.

Рентген – це така кількість іонізуючого випромінювання, яка утворює в 1 см^3 сухого повітря при нормальних умовах близько 2 млрд пар іонів. Похідними від рентгену є 1 мілірентген (мР) = $1 \cdot 10^{-3} \text{ Р}$ та 1 мікрорентген (мкР) = $1 \cdot 10^{-6} \text{ Р}$. Співвідношення між Кл/кг та рентгеном: $1 \text{ Кл/кг} = 3876 \text{ Р}$.

Потужність експозиційної дози фотонного випромінювання (потужність експозиційної дози) (P_{exp}) – відношення приросту експозиційної дози (dD_{exp}) за інтервал часу dt до цього інтервалу часу:

$$P_{\text{exp}} = dD_{\text{exp}}/dt. \quad (1.13)$$

Експозиційна доза розраховується за формулою:

$$D_{\text{exp}} = \int_0^t P_{\text{exp}}(t) dt, \quad (1.14)$$

або

$$D_{\text{exp}} = P_{\text{exp}} \cdot t \text{ при } P_{\text{exp}}(t) = \text{Const}, \quad (1.15)$$

де t – час опромінення.

В системі SI за одиницю потужності експозиційної дози прийнято *ампер на кілограм* (А/кг). Позасистемною одиницею потужності експозиційної дози є рентген за секунду (Р/с): $1 \text{ Р/с} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ А/кг}$; $1 \text{ Р/год} = 1000 \text{ мР/год} = 10^6 \text{ мкР/год}$.

Потужність експозиційної дози фотонного випромінювання (Р) від точкового джерела даного радіонукліду пропорційна його активності А (мКі) і обернено пропорційна квадрату відстані від нього r (см):

$$P \approx A \cdot \Gamma / r^2, \quad (1.16)$$

де Γ – повна гамма-стала, що дорівнює, наприклад, для:



Приймаючи до уваги відсутність цілочислового співвідношення між Дж/кг і Р, а також поступову відмову від практичного використання експозиційної дози на користь поглиненої дози, визнано доцільним для експозиційної дози (D_{exp}) та потужності експозиційної дози (Р) зберегти лише позасистемні одиниці й не користуватися одиницями системи SI.

У колишньому СРСР гранично допустима доза (ГДД) опромінення всього тіла людини у виробничих умовах був 0,1 Р за тиждень. Для населення всіх вікових категорій ГДД була 0,001 Р за тиждень. Це відносно безпечні рівні опромінення. Миттєвий вплив радіації на організм людини вже можливий при одноразових дозах опромінення від 25 до 50 Р. Така радіація вже може призвести до змін у крові. При дозах до 200 Р відбувається порушення нормального стану – з'являється слабкість. Дози до 400 Р призводять до втрати працездатності, при цьому для 50 % постраждалих можлива смерть. Доза опромінення 600 Р є абсолютно смертельною. Ці цифри допоможуть оцінити небезпеку чорнобильської трагедії. Відразу після аварії при під'їзді до ЧАЕС, недалеко від

розбитого 4-го блоку, фон опромінення досягав від 20 до 200 Р за годину і більше. Стрілки на дозиметрах «зашкалювали».

У радіобіології, клінічній радіології та радіаційному захисті *поглинена доза* (D) є базовою фізичною величиною, яка використовується для всіх видів іонізуючого випромінювання і будь-якої геометрії випромінювання. Поглинена доза визначається як відношення середньої енергії (dE), що передана іонізуючим випромінюванням речовині в елементарному об'ємі, до маси речовини в цьому об'ємі (dm). Поглинена доза випромінювання дорівнює енергії, поглинутій одиницею маси речовини. Всі інші величини, пов'язані з поглиненою дозою випромінювання (дозові поля та ін.) є мірою впливу на об'єкт, що опромінюється:

$$D = dE/dm. \quad (1.17)$$

У системі SI за одиницю поглиненої дози прийнято *Грей* (Гр; Gy); розмірність поглиненої дози – джоуль на кілограм; 1 Грей = 1 Дж/кг. Похідними величинами є 1 мГр = $1 \cdot 10^{-3}$ Гр і 1 мкГр = $1 \cdot 10^{-6}$ Гр.

Позасистемною одиницею поглиненої дози є *рад*. Співвідношення між Греєм та радом є таким: 1 Гр = 100 рад; 1 рад = 0,01 Гр = 1 сГр (сантиГрей).

Існують певні співвідношення між одиницями наведених доз для гамма-випромінювання. Так, приблизно 1 мкГр/год = 113,64 мкР/год. Експозиційна доза 1 Р у повітрі відповідає поглиненій дозі 0,88 Гр; 1 мкЗв/год = 1 мкГр/год.

Вплив на організм людини поглиненої дози опромінення нам допоможуть зрозуміти наступні цифри та спостереження:

- дуже великі дози опромінення порядку 100 Гр викликають настільки серйозні ураження центральної нервової системи (ЦНС), що смерть, як правило, настає протягом декількох годин або днів;
- при дозах опромінення від 10 до 50 Гр при опроміненні всього тіла поразка ЦНС може виявитися не настільки серйозною, щоб призвести до летального результату, однак опромінена особа все одно помре через 1–2 тижні від крововиливів в шлунково-кишковому тракті;
- при ще менших дозах може не відбутися серйозних ушкоджень шлунково-кишкового тракту або організм з ними впорається, і, тим не менш, смерть може настати через 1–2 місяці з моменту опромінення, головним чином, через руйнування клітин червоного кісткового мозку – головного компонента

кровотворної системи організму;

- від дози 3–5 Гр при опроміненні всього тіла вмирає приблизно половина всіх опромінених;
- червоний кістковий мозок та інші елементи кровотворної системи найбільш уразливі при опроміненні та втрачають здатність нормально функціонувати вже при дозах опромінення 0,5–1 Гр. Але вони мають також чудову здатність до регенерації, і якщо доза опромінення не настільки велика, щоб викликати пошкодження всіх клітин, кровотворна система може повністю відновити свої функції. Якщо ж опроміненню піддалося не все тіло, а якась його частина, то уцілілих клітин червоного кісткового мозку буває достатньо для повного відшкодування ушкоджених клітин;
- очі також відрізняються підвищеною чутливістю до опромінення. Найбільш вразливою частиною ока є кришталик. Загиблі клітини стають непрозорими, а розростання помутнілих ділянок призводить спочатку до катаракти, а потім і до повної сліпоти. Помутнілі ділянки можуть утворюватися при дозах опромінення 2 Гр і менше. Професійне опромінення очей (0,5–2 Гр), отримане протягом 10–20 років, призводить до збільшення щільності та помутніння кришталика;
- діти вкрай чутливі до дії радіації;
- більшість тканин дорослої людини відносно мало чутливі до дії радіації.

Нирки витримують сумарну дозу близько 23 Гр, отриману протягом 5 тижнів без особливої шкоди; печінка – 40 Гр за місяць; сечовий міхур – 55 Гр за 4 тижні; легені – надзвичайно складний орган – набагато більш уразливий, а в кровоносних судинах незначні, але, можливо, істотні зміни можуть відбуватися вже при відносно невеликих дозах.

Потужність поглиненої дози іонізуючого випромінювання (потужність дози випромінювання) P_{abs} – це відношення приросту поглиненої дози (dD) за інтервал часу (dt) до цього інтервалу часу:

$$P_{abs} = dD/dt. \quad (1.18)$$

В системі SI за одиницю потужності поглиненої дози прийнято Гр/с. Позасистемною одиницею є рад/с, $1 \text{ Гр/с} = 100 \text{ рад/с}$.

При необхідності переходу від потужності експозиційної дози фотонного

випромінювання у повітрі (P_{abs}) до потужності поглиненої дози в повітрі (повітряної керми, P_{exp}) слід використовувати наступні співвідношення:

$$P_{abs} \text{ (нГр/год)} = 8,88 P_{exp} \text{ (мкР/год)}. \quad (1.19)$$

Середня, в органі або тканині, поглинена доза (доза в органі, D_T) дорівнює відношенню сумарної енергії (E_T), що виділилася в органі чи тканині (T) до маси органа чи тканини (mT):

$$D_T = E_T / mT. \quad (1.20)$$

Керма (від англ. «*kerma*» – *kinetic energy released into material*) – відношення суми первинних кінетичних енергій (dWK) всіх заряджених частинок, утворених під впливом непрямого іонізуючого випромінювання в елементарному об'ємі речовини, до маси (dm) речовини в цьому об'ємі (dWK/dm). Одиниця вимірювання керми є Грей.

Еквівалентна доза в органі або тканині (H_T) – це величина, яка визначається як добуток поглиненої дози (D_T) в окремому органі або тканині (T) та радіаційного зважуючого фактора (W_R):

$$H_T = D_T \cdot W_R. \quad (1.21)$$

Одиницею еквівалентної дози у системі SI є Зіверт (Зв; Sv). Зіверт – це енергія будь-якого виду іонізуючого випромінювання, поглиненого 1 кг біологічної тканини, при якій біологічний ефект тотожний поглиненій дозі 1 Гр контрольного рентгенівського або гамма-випромінювання.

Позасистемною одиницею еквівалентної дози є бер (біологічний еквівалент рада). $1 \text{ Зв} = 100 \text{ бер}$, $1 \text{ мЗв} = 0,001 \text{ Зв} = 100 \text{ мбер} = 0,1 \text{ бер}$, $1 \text{ мкЗв} = 10^{-6} \text{ Зв} = 100 \text{ мкбер} = 0,1 \text{ мбер} = 10^{-4} \text{ бер}$.

При опроміненні живих об'єктів, у тому числі людини, одна і та ж поглинена доза викликає різний біологічний ефект залежно від виду випромінювання. Тому прийнято порівнювати біологічні ефекти від різних видів випромінювання з ефектами, викликаними рентгенівським або слабоенергетичним гамма-випромінюванням.

Радіаційний зважувальний фактор (коефіцієнт якості), W_R – коефіцієнт, що враховує відносну біологічну ефективність різних видів іонізуючого випромінювання. Використовується винятково при розрахунках ефективної та еквівалентної доз (табл. 1.1). В рекомендаціях Міжнародної комісії з радіаційного захисту (МКРЗ) радіаційний зважувальний фактор для нейтронів у залежності від їх енергії замінений із ступінчастої на неперервну функцію.

Таблиця 1.1

Значення радіаційного зважувального фактора (коефіцієнта якості) W_R для різних видів випромінювання

Види випромінювання	W_R	
	МКРЗ, 1991	МКРЗ, 2007
Фотони, всі енергії	1	1
Електрони і мюони, всі енергії	1	1
Протони з енергією > 2 MeV	5	2
Нейтрони з енергією < 10 keV	5	$w_R = \begin{cases} 2.5 + 18.2 \cdot e^{-[\ln(E_n)]^2/6} & E_n < 1\text{MeV} \\ 5.0 + 17.0 \cdot e^{-[\ln(2E_n)]^2/6} & 1\text{MeV} \leq E_n \leq 50\text{MeV} \\ 2.5 + 3.25 \cdot e^{-[\ln(0.04E_n)]^2/6} & E_n > 50\text{MeV} \end{cases}$
Нейтрони з енергією 10-100 keV	10	
Нейтрони з енергією від 100 keV до 2 MeV	20	
Нейтрони з енергією 2-20 MeV	10	
Нейтрони з енергією > 20 MeV	5	
α -випромінювання, ядра віддачі	20	20

При заданій еквівалентній дозі опромінення вірогідність виходу стохастичних наслідків залежить від опромінюваної їм тканини або органу. Тому, був введений ще один коефіцієнт, що враховує специфіку різних тканин з точки зору вірогідності індукції в них стохастичних наслідків опромінення, – тканинний зважувальний фактор (W_T). Значення W_T представлені в табл. 1.2 та 1.3. Зважуючі тканинні фактори введені, виходячи з концепції безпорогової дії випромінювання, а їх величини відповідають виходу стохастичних наслідків для різних органів і тканин, отриманому на основі лінійної екстраполяції наявних даних з області великих доз опромінення (оскільки реальний вихід стохастичних наслідків в області малих доз невідомий).

Для врахування нерівномірного впливу іонізуючого випромінювання на організм розрізняють ефективну дозу.

Таблиця 1.2

Значення тканинних зважуючих факторів (W_T), рекомендовані МКРЗ в 1991 році і використані в НРБУ-97

Тканина або орган	W_T	ΣW_T
Гонади	0,20	0,20
Кістковий мозок (червоний), товста кишка, легені, шлунок	0,12	0,48
Сечовий міхур, молочна залоза, печінка, стравохід, щитоподібна залоза	0,05	0,25
Шкіра, поверхня кістки	0,01	0,02
«Решта органів» (надниркова залоза, головний мозок, дихальні шляхи позагрудної області, тонка кишка, нирки, м'язи, підшлункова залоза, селезінка, тимус і матка)	0,05	0,05
Разом	1	

Таблиця 1.3

Значення тканинних зважуючих факторів (W_T), рекомендовані МКРЗ в 2007 році

Тканина або орган	W_T	W_T
Кістковий мозок (червоний), кишечник, легені, шлунок, молочна залоза, «решта органів» (надниркова залоза, екстраторакальний відділ, жовчний міхур, серце, нирки, лімфовузли, м'язи, слизова оболонка рота, підшлункова залоза, простата, тонка кишка, селезінка, тимус, матка, шийка матки)	0,12	0,72
Гонади	0,08	0,08
Сечовий міхур, печінка, стравохід, щитоподібна залоза	0,04	0,16
Шкіра, поверхня кістки, головний мозок, слинні залози	0,01	0,04
Разом	1	

Ефективна доза (E) – сума добутків еквівалентних доз H_T в окремих органах і тканинах на відповідні тканинні зважуючі фактори W_T :

$$E = H_T \cdot W_T. \quad (1.22)$$

Використання поняття ефективної дози допускається при значеннях еквівалентних доз нижчих за поріг виникнення стохастичних ефектів (0,1 Зв при гострому опроміненні чи хронічному протягом року). Одиниця ефективної дози в системі SI – Зіверт (Зв, Sv). Позасистемна одиниця – бер.

Ефективна доза в радіаційній безпеці визначає ступінь впливу іонізуючого випромінювання на тіло людини з врахуванням відмінностей дії різних видів

іонізуючого випромінювання на тканини та органи. Ефективна доза дозволяє вирівняти ризик опромінення безвідносно до того, опромінюється все тіло рівномірно чи ні. Це досягається за допомогою коефіцієнтів відношення шкоди від опромінення окремого органу або тканини до шкоди при рівномірному опроміненні всього тіла однаковими еквівалентними дозами. Ефективна доза зовнішнього опромінення тіла людини та ефективна доза внутрішнього опромінення за рахунок радіонуклідів у тілі людини, таким чином, можуть додаватися.

Тканинний зважуючий фактор – коефіцієнт, який відображає відносну ймовірність стохастичних ефектів в тканині (органі). Сума всіх зважуючих факторів по всіх органах дорівнює одиниці: $\Sigma W_T = 1$. Використовується винятково при розрахунку ефективної дози (див. табл. 1.2). В останніх рекомендаціях МКРЗ значення тканинних зважуючих факторів (W_T) були уточнені (див. табл. 1.3).

За необхідності переходу від потужності експозиційної дози гамма-випромінювання радіонуклідів природного походження в повітрі (P_{abs} , мкР/год.) до потужності ефективної дози (dE/dt , нЗв/год.) слід користуватися наступним співвідношенням:

$$dE/dt = 6,46 P_{exp}. \quad (1.23)$$

Поглинена доза може розподілятися в біологічних об'єктах рівномірно і нерівномірно. Відомо, що кожний орган і кожна тканина мають різне значення в життєзабезпеченні всього організму. *Критичний орган* – це орган або тканина, частина тіла або все тіло, опромінення яких завдає найбільшої шкоди організму. Аналогічно критичні (життєве важливі) елементи можуть бути виділені й у кожній окремій клітині, а не тільки в цілому організмі.

Практично існують три способи виділення критичних органів:

- за найбільшою радіочутливістю у певній системі організму;
- за найбільшою поглиненою дозою випромінювання;
- за вибіркоvim накопиченням підвищених концентрацій певного радіонукліда (для іншого радіонукліда критичним може бути зовсім інший орган).

Кожний із цих способів прийнятний для різних ситуацій. Перший спосіб є зручним у разі загального рівномірного зовнішнього опромінення, другий – при

нерівномірному опроміненні, третій – при поглинанні радіонуклідів у різних тканинах і органах. Відомо, що такий радіонуклід, як ^{131}I вибірково накопичується в щитоподібній залозі хребетних, і тому дозу оцінюють із розрахунку на цей орган. ^{90}Sr зосереджується в поверхневих шарах кісток, і дозу потрібно перераховувати на цю тканину тощо.

У випадках опромінення великих популяцій людей, особливо при аваріях, доцільно виділяти критичні групи населення. *Критична група* – це сукупність осіб серед певного контингенту людей, які за умовами проживання, віком або станом здоров'я зазнають найбільшого ризику опромінення. Для оцінки ризику опромінення однієї людини або певної групи людей введено поняття індивідуальної та колективної еквівалентної дози, відповідно. Слід завжди пам'ятати, що ефективна доза розраховується для «умовної людини», а не для конкретного індивіда. Основна область застосування ефективної дози – це проведення перспективних оцінок при плануванні й оптимізації радіаційного захисту, а також для підтвердження дотримання граничних доз при проведенні регулювання. Не рекомендується використовувати ефективну дозу ні для проведення епідеміологічних оцінок, ні для проведення детальних ретроспективних досліджень індивідуального опромінення та ризику.

Колективна ефективна (еквівалентна) доза – це сума індивідуальних ефективних (еквівалентних) доз опромінення певної групи населення за певний період часу, або сума добутків середньогрупових ефективних доз на число осіб у відповідних групах, що утворюють колектив, для якого вона розраховується:

$$S = \sum E_i \cdot N_i, \quad (1.24)$$

де E_i – середня ефективна (еквівалентна) доза на підгрупу населення i ;
 N_i – число осіб в підгрупі.

Одиниця вимірювання – людино-Зіверт (люд.-Зв). Позасистемна одиниця – людино-бер. $1 \text{ люд.-Зв} = 100 \text{ люд.-бер.}$

Величина колективної ефективної дози є інструментом для оптимізації і для порівняння різних радіаційних технологій і процедур захисту, переважно в контексті професійного опромінення. Колективна ефективна доза не є інструментом для епідеміологічних оцінок ризику, а також для прогнозування ризику. Підсумовування дуже низьких індивідуальних доз за дуже тривалий проміжок часу є неприпустимим. Зокрема, слід утримуватися від розрахунків

числа випадків смерті від раку на основі колективних ефективних доз, отриманих шляхом простого додавання індивідуальних доз. З метою оцінки ризику виникнення небажаних біологічних ефектів залежно від часу, протягом якого була одержана доза, введена *очікувана*, або *напіввікова*, *еквівалентна доза внутрішнього опромінення* (E_{50}). Вона є сумою еквівалентних доз, які людина одержує за певний період. При E_{50} період часу прийнято за 50 років для дорослих – середня тривалість періоду професійної діяльності людини, і 70 років для дітей (E_{70}). Одиниця очікуваної еквівалентної дози – Зіверт. Для кращого розуміння еквівалентної дози опромінення спробуйте приблизно розрахувати кількість опромінення, яка була отримана вашим організмом у минулому році. Для цього заповнить табл. 1.4.

Таблиця 1.4

Приблизний розрахунок еквівалентної дози, отриманої людиною за рік

Джерело іонізуючого випромінювання	Річна доза
КОСМІЧНЕ ВИПРОМІНЮВАННЯ: на рівні моря додайте на кожні 100 м над рівнем моря	0,3 мЗв 0,03 мЗв
ВИПРОМІНЮВАННЯ ЗЕМЛІ: у зоні вапняків у зоні осадових порід у зоні гранітів	0,3 мЗв 0,5 мЗв 1,2 мЗв
ВАШЕ ЖИТЛО: з дерева з цегли з бетону якщо ви живете в 30-км зоні АЕС, додайте якщо ви живете в 30-км зоні вугільних ТЕС, додайте	0,01 мЗв 0,1 мЗв 0,5 мЗв 0,02 мЗв 0,06 мЗв
ВАША ЇЖА: природні радіоізотопи, що містяться в продуктах (мінерали, м'ясо, овочі, риба тощо)	0,02 мЗв
ВАШІ ПОЛЬОТИ НА ЛІТАКАХ: на кожні 500 км додайте	0,04 мЗв
ВАША ВІДПУСТКА: тиждень відпустки в горах на висоті 2000 м	1 мЗв
ВАШЕ ЗДОРОВ'Я: рентгенографія легень рентгенографія зубів Флюорографія (одна процедура) Абдомінальна томографія	1 мЗв 0,2 мЗв 0,025 мЗв 15 мЗв
РЕЗУЛЬТАТ ВАШОГО РОЗРАХУНКУ:	

Порівняйте результати ваших розрахунків з наведеними нижче цифрами в табл. 1.5 та оцініть ступінь тієї небезпеки, яку вносить в ваше життя радіація.

Таблиця 1.5

**Найбільш ймовірні ефекти при різних значеннях доз опромінення
цілого тіла**

Величина дози	Коментар
10000 мЗв (10 Зв)	При короткочасному опроміненні спричинили б негайну хворобу та подальшу смерть протягом декількох тижнів
Між 2000 і 10000 мЗв (2-10 Зв)	При короткочасному опроміненні заподіяли б гостру променеву хворобу з імовірним фатальним результатом
1000 мЗв (1 Зв)	При короткочасному опроміненні, ймовірно, заподіяли б тимчасове нездужання, але не привели б до смерті. Оскільки доза опромінення накопичується протягом часу, то опромінення в 1000 мЗв ймовірно призвело б до ризику появи ракових захворювань багатьма роками пізніше
50 мЗв/за рік	Найнижча потужність дози, при якій можлива поява ракових захворювань. Опромінення при дозах вище цієї призводить до збільшення ймовірності захворювання на рак
10 мЗв/за рік	Максимальний рівень потужності дози, одержуваний шахтарями, які видобувають уран
3 мЗв/за рік	Нормальний радіаційний фон від природних джерел іонізуючого випромінювання, включаючи потужність дози майже в 2 мЗв/за рік від радону в повітрі. Ці рівні радіації близькі до мінімальних доз, одержуваних усіма людьми на планеті
0,1-0,6 мЗв/за рік	Типовий діапазон потужності дози від штучних джерел випромінювання, головним чином медичних
0,05 мЗв/за рік	Рівень фонові радіації, необхідний за нормами безпеки, поблизу ядерних електростанцій. Фактична доза поблизу ядерних об'єктів набагато менше

Співвідношення між одиницями виміру дози іонізуючого випромінювання наведені в табл. 1.6. Для створення десяткових кратних і часткових одиниць радіоактивності в радіоекології широко використовують спеціальні символи (табл. 1.7).

Еквівалентна та ефективна доза в тканинах тіла та організмі людини не можуть бути виміряні безпосередньо. В зв'язку з цим, система захисту включає в себе поняття операційних величин, які можуть бути виміряні та виходячи з яких, можна оцінити еквівалентну та ефективну дози.

Таблиця 1.6

Співвідношення між одиницями виміру дози іонізуючого випромінювання

Величина, її позначення	Одиниця, позначення		Співвідношення між одиницями
	SI	Позасистемна	
Активність радіонуклідів, A	Бекерель (Бк)	Кюрі (Ки)	$1 \text{ Ки} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$
Експозиційна доза фотонного випромінювання, D_{exp}	Кулон на кілограм (Кл/кг)	Рентген (Р)	$1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}$
Потужність експозиційної дозы фотонного випромінювання, P_{exp}	Ампер на кілограм (А/кг)	Рентген за секунду (Р/с)	$1 \text{ Р/с} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ А/кг}$
Поглинена доза випромінювання, D	Грей (Гр)	Рад (рад)	$1 \text{ рад} = 0,01 \text{ Гр}$
Потужність поглиненої дозы випромінювання, P_{abs}	Грей за секунду (Гр/с)	Рад за секунду (рад/с)	$1 \text{ рад/с} = 0,01 \text{ Гр/с}$
Керма, K	Грей (Гр)	Рад (рад)	$1 \text{ рад} = 0,01 \text{ Гр}$
Еквівалентна (ефективна) доза випромінювання, H_T (Е)	Зіверт (Зв)	Бер (бер)	$1 \text{ бер} = 0,01 \text{ Зв}$
Потужність еквівалентної (ефективна) дози випромінювання, P_H (Е)	Зіверт за секунду (Зв/с)	Бер за секунду (Бер/с)	$1 \text{ Бер/с} = 0,01 \text{ Зв/с}$
Коллективна ефективна (еквівалентна) доза, S	людино-Зіверт (люд.-Зв).	людино-бер (люд.-бер)	$1 \text{ люд.-бер} = 0,01 \text{ люд.-Зв}$
Енергія, e	Джоуль (Дж)	Електронвольт (eV)	$1 \text{ eV} \approx 1,60 \cdot 10^{-19} \text{ Дж}$ (приблизно)

Таблиця 1.7

**Префікси для утворення десяткових кратних і часткових одиниць
активності радіонуклідів та їхні символи**

Множник	Префікс	Символ префіксу		Множник	Префікс	Символ префіксу	
		міжна- родний	українсь- кий			міжна- родний	українсь- кий
10^{18}	Екса	Е	Е	10^{-1}	Деци	d	д
10^{15}	Пета	Р	П	10^{-2}	Сант	с	с
10^{12}	Тера	Т	Т	10^{-3}	Мілі	m	м
10^9	Гіга	G	Г	10^{-6}	Мікро	μ (micro)	мк
10^6	Мега	M	М	10^{-9}	Нано	n	н
10^3	Кіло	k	к	10^{-12}	Піко	з	п
10^2	Гекто	h	г	10^{-15}	Фемто	f	ф
10	Дека	da	да	10^{-18}	Ато	a	а

Контрольні запитання та завдання:

1. У чому принципова різниця між зовнішнім та внутрішнім опроміненням?
2. Дайте визначення активності нукліда в радіоактивному джерелі.

3. У яких одиницях вимірюються активності нукліда?
4. Побудуйте за допомогою EXCEL графік зменшення радіоактивного I^{131} .
5. Чому для опису загальної радіоактивності, що була внесена в світовий океан людством, або при оцінці кількості радіоактивності, що була викинута під час чорнобильської аварії використовують «Активність нукліда»?
6. Дайте визначення експозиційної дози випромінювання.
7. У яких одиницях вимірюється експозиційна доза випромінювання?
8. Як впливають на організм людини різні дози випромінювання?
9. Дайте визначення потужності експозиційної дози.
10. Дайте визначення поглиненої дози випромінювання.
11. Як впливають на організм людини різні дози поглиненого опромінення?
12. Дайте визначення еквівалентної дози в органі або тканині.
13. Як впливають на організм людини різні дози еквівалентного опромінення?
14. Як змінюється радіаційно зважуючий фактор (коефіцієнт якості) для різних видів випромінювання?
15. Що таке тканинний зважуючий фактор?
16. Проведіть приблизний розрахунок еквівалентної дози, що була отримана вами за минулий рік. Порівняйте отриманий результат з таблицею 1.5.
17. Пригадайте префікси, які часто використовуються для утворення десяткових кратних і часткових одиниць активності радіонуклідів та їхні символи.

1.5. Джерела радіаційного забруднення навколишнього середовища

Джерела радіації поділяються на природні і штучні (створені людиною).

Природні джерела іонізуючого випромінювання (ІВ). Природну радіацію утворюють космічні промені, що падають на Землю з космосу, і радіоактивні речовини, що знаходяться в земних породах, повітрі, воді і продуктах харчування. Потужність космічних променів, що досягають поверхні Землі, коливається залежно від висоти над рівнем моря і географічної широти. На рівні моря частка космічного випромінювання становить приблизно 15 % річної дози всіх природних джерел.

Опромінення від природних джерел переважає багато інших джерел і є істотним фактором еволюції живих організмів у біосфері. У цілому, за даними

спеціального наукового комітету ООН, середня еквівалентна доза опромінення населення в промислово розвинених країнах земної кулі за рахунок природних джерел випромінювання становить 2,5–3,0 мЗв/рік.

До природних джерел ІВ належать:

- космічні випромінювання;
- природні натуральні джерела.

Космічне випромінювання. Космічне випромінювання складається з галактичного і сонячного, яке пов'язане з сонячними спалахами. Сонячне космічне випромінювання відіграє важливу роль за межами земної атмосфери, але через порівняно низьку енергію мало впливає на дозу випромінювання біля поверхні Землі. Космічне випромінювання складається з протонів (90 %), альфа-частинок, нейтронів, ядер атомів різних елементів та інших частинок. Інтенсивність космічного випромінювання залежить від сонячної активності, географічного розташування об'єкта і висоти над рівнем моря (рис. 1.7). Залежність від широти пояснюється тим, що Земля подібна до гігантського магніту, унаслідок чого заряджені частинки відхиляються від свого шляху і проходять повз планети, інші – змінюють курс над екватором і збираються у вигляді воронки біля полюсів, закручуючись відповідно до напрямку силових ліній прямо над геомагнітним полюсом (цим, до речі, і пояснюється феномен північного сяйва, що виникає при проходженні інтенсивних космічних променів біля полюсів).

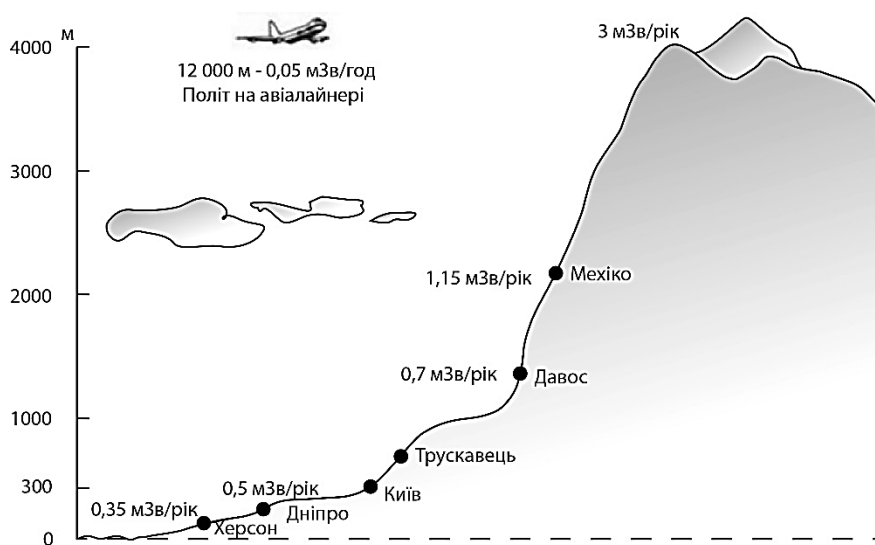


Рис. 1.7. Радіаційний вплив космічного випромінювання на людину

Інтенсивність космічного випромінювання зберігається відносно постійною на географічній широті між $\pm 15^\circ$ по обидва боки від екватора, а далі у міру руху до північної або південної широти $\pm 50^\circ$ швидко зростає, після чого знову залишається практично незмінною аж до полюсів. На вершині Евересту ($H = 8848$ м), найвищої точки земної поверхні, еквівалентна доза космічного випромінювання становить близько 8 мЗв/рік. Області поблизу екватора, які знаходяться на рівні моря, одержують найменшу дозу космічного випромінювання – близько 0,35 мЗв/рік. У географічних областях на широті 50° доза космічного випромінювання становить близько 0,5 мЗв/рік. Таку дозу отримують жителі, що проживають поблизу даної широти (Лондон, Нью-Йорк, Токіо, Торонто, Москва, Київ, Харків, Львів, Одеса, Дніпро).

Природні натуральні джерела. У біосфері Землі є більше 60 природних радіонуклідів, які можна розділити на три групи.

Перша група – ряд довгоживучих радіонуклідів, які входять до складу Землі з часу її утворення, – природні радіоактивні ряди – так називається послідовність генетично пов'язаних радіонуклідів, у яких кожний наступний нуклід виникає у результаті альфа- або бета-розпаду попереднього.

Друга група – радіонукліди, що не утворюють радіоактивного ряду і генетично не пов'язані з ним. До цієї групи належать 11 довгоживучих радіонуклідів (^{40}K , ^{87}Rb , ^{40}Ca , ^{120}Te , ^{138}La , ^{147}Sm), що мають періоди напіврозпаду від 10^7 до 10^{15} років.

Третя група – космогенні радіонукліди, які безперервно виникають у біосфері в результаті ядерних реакцій під впливом космічного випромінювання. Космогенні радіонукліди утворюються переважно в атмосфері у результаті взаємодії протонів і нейтронів з ядрами азоту, кисню і аргону, а далі потрапляють на земну поверхню з атмосферними опадами. До них належать ^3H , ^{14}C , ^7Be , ^{22}Na , ^{28}Mg , ^{32}P , ^{35}S , ^{39}Ar ,... – усього 14 радіонуклідів. Помітний внесок у дозу опромінення роблять ^3H , ^{14}C , ^7Be , ^{22}Na . При цьому ^3H і ^{14}C – це джерела внутрішнього опромінення, а основними джерелами зовнішнього опромінення є ^7Be , ^{22}Na та ^{24}Na .

Головне джерело надходження природних радіоактивних речовин у навколишнє середовище – гірські породи, що містять уран і торій. Їх період напіврозпаду обчислюється мільйонами років. У міру радіоактивного розпаду випромінювання випускають не тільки вони самі, але і їх численні дочірні

продукти з більш короткими періодами напіврозпаду. Наприклад, при розпаді урану-238 утворюється 13 радіоактивних дочірніх ізотопів. Найбільш небезпечними продуктами розпаду торію-232 є радій-226 і радон-222, що забезпечують разом зі своїми дочірніми продуктами приблизно 75% річної дози опромінення, одержуваної населенням від усіх земних природних джерел радіації.

Найбільшою вагою з усіх джерел природної радіації володіє радон. Він дає приблизно половину дози опромінення людини, одержуваної від усіх природних джерел. Радон накопичується усередині приміщень, просочуючись через фундамент і підлогу із ґрунту або, рідше, вивільняючись з будівельних матеріалів. Близько 70–75% дози опромінення населення України від усіх джерел природної радіоактивності припадає на радон. Винним є Український щит – тектонічна структура, яка проходить з півночі на південь майже посередині України і займає близько 30% усієї території. Складається щит з гранітів та інших кристалічних порід, що характеризуються підвищеною радіоактивністю.

Природна радіоактивність рослин, фуражу і харчових продуктів обумовлена в основному калієм-40. Живий організм, засвоюючи калій як необхідний для нормальної життєдіяльності організму елемент, накопичує і радіоактивний калій-40. Невелика частина дози припадає на тритій і вуглець-14, що утворюються в атмосферному повітрі під впливом космічних променів.

Підвищену радіоактивність мають сланці, фосфорити. Тому фосфорні (а також азотні і калієві) мінеральні добрива часто є носіями радіоактивного забруднення ґрунтів і ґрунтових вод. Високу радіоактивність мають кальцієво-силікатний шлак, фосфогіпс, доменний шлак, вугільний шлак.

Аномалії природного фону. На планеті є місця, де рівні радіаційного фону підвищені внаслідок значних покладів радіоактивних мінералів. Виявлено п'ять основних населених місць, які мають істотно збільшений природний рівень радіації через певний склад ґрунту і гірських порід. Це Бразилія, Франція, Індія, о. Німує (Тихий океан) і Єгипет. Аномальні райони в Україні – Хмільник, Миронівка, Жовті Води, а також Дніпропетровська, Кіровоградська і Миколаївська області, де знаходяться рудники з видобування урану. У цих місцях рівні природного фону в десятки і сотні разів більші, ніж на іншій території.

Штучні джерела іонізуючого випромінювання. Відкриття рентгенівських променів стало початком ери практичного використання людиною штучних джерел ІВ, що створило реальні умови додаткового понад фонового опромінення.

У результаті господарської діяльності людини в навколишньому середовищі з'явилися понад 1500 штучних радіонуклідів, а кількість стійких (нерадіоактивних) нуклідів дорівнює 260.

На цей час в Україні існує близько 8 тис. підприємств і організацій, які використовують близько 100 тис. джерел ІВ.

До основних штучних джерел радіоактивних забруднювачів відносять:

- застосування радіонуклідів у народному господарстві (у різних галузях промисловості і сільському господарстві) і побуті;
- уранова і радіохімічна промисловість, підприємства ядерної енергетики;
- ядерні вибухи при випробуваннях ядерної зброї;
- застосування РН у медицині.

Використання ІВ і РВ у медицині для діагностики і радіотерапії – це основне джерело штучного опромінення людей, що перевищує вплив усіх інших штучних джерел. Ці дози створюються при рентгенівській діагностиці людей, діагностиці стану окремих органів (легень, печінки, нирок, щитовидної залози та ін.) за допомогою радіоактивних препаратів, які вводяться всередину організму, а також радіаційної терапії з використанням радіоактивних джерел (^{60}Co , ^{137}Cs).

За даними наукового комітету ООН, ефективна еквівалентна доза від радіонукліда, що найбільш часто використовується ядерною медициною з метою діагностики, технецію-99 знаходиться у межах від 1 до 10 мЗв.

При рентгенографії пальців людина одержує місцеве разове опромінення – 0,6 мЗв; черепа – 8–60 мЗв; зубів – 30–50 мЗв; хребта – 16–147 мЗв; при рентгеноскопії грудної клітки – 47–195 мЗв; шлунка (абдомінальна томографія) – до 300 мЗв; при флюорографії легень – 2–5 мЗв. Персонал і хворі курортів, де лікують радоновими ваннами, одержують дозу опромінення порядку 300 мЗв/рік, що в 6 разів перевищує встановлені міжнародні норми.

У розвинених країнах на 1000 жителів потрібно від 300 до 900 обстежень на рік, не рахуючи рентгенологічних обстежень зубів і масової флюорографії. У середньому населення України внаслідок зазначених процедур одержує ефективну дозу опромінення всього тіла близько 1,8 мЗв/рік.

Таким чином, у сучасних умовах за наявності високого природного радіаційного фону, при діючих технологічних процесах, при використанні радіоактивних препаратів у медичних цілях кожен мешканець України щорічно одержує ефективну еквівалентну дозу в середньому 4,75 мЗв (космічне випромінювання – 0,5 мЗв, природні натуральні джерела – 2,25 мЗв, штучні джерела – 0,2 мЗв, медичні джерела – 1,8 мЗв). Індивідуальні річні дози опромінення можуть змінюватися в досить широких межах. Про те, наскільки глибоко в побут людини увійшла радіація, свідчать такі фактори:

- для одержання стійкої фарби на банкнотах застосовується вуглець-14;
- для одержання гарної жовтої емалі на кераміці або коштовних прикрасах застосовують уран;
- для додання блиску штучним фарфоровим зубам широко використовують уран і цезій. Вони можуть бути джерелами опромінення тканин порожнини рота, тому рекомендують припинити їх застосування;
- уран і торій використовуються при виробництві оптичного скла, керамічного і скляного посуду;
- при виробництві люмінофорів використовуються радіоактивні матеріали;
- солі радію використовують при виготовленні фарб, які мають властивість світитися, такі фарби наносять на циферблати і стрілки годинників, застосовують у прицільних пристроях, у театрі, рекламі тощо. Такі годинники дають річну індивідуальну дозу, яка перевищує в 4 рази ту, що виникає внаслідок викидів на АЕС;
- рентгенівські апарати, що використовуються в аеропортах для перевірки багажу пасажирів;
- пожежні димові детектори містять радій або плутоній (у США до кінця 1980 р. було встановлено більше 26 млн таких детекторів).

У промисловості за допомогою радіонуклідів здійснюється контроль якості виробів (дефектоскопія), контроль технологічних процесів. Використання іонізуючих властивостей радіоактивних речовин знаходить застосування в блокуючих пристроях – джерело слабого випромінювання надягають як браслет або кільце на руку робітника. Коли рука наближається до небезпечної зони обладнання, випромінювання впливає на датчик, перетворюючи його в електричний сигнал, який подається на тиратрон і реле, що розриває ланцюг магнітного пускача, і обладнання зупиняється. Використання радіонуклідів у

ролі, так званих, мічених атомів дозволило вивчити нові закономірності і зробити важливі відкриття в біології, хімії, металургії та інших галузях народного господарства.

ІВ знайшло широке застосування і в сільському господарстві:

- для одержання мутацій і використання їх у селекційній роботі для виведення нових сортів у рослинництві. Цей метод дозволяє значно скоротити час виведення конкретних сортів;
- для підвищення продуктивності сільськогосподарських рослин шляхом передпосівного опромінення насіння. Картопля, вирощена з опромінених коренеплодів, містить більше крохмалю, білків і вітаміну С, ніж контрольні коренеплоди;
- для подовження термінів зберігання продукції рослинництва без істотної зміни її якості;
- велике значення має гамма-опромінення ягід і фруктів, що швидко псуються. Це знижує їх зараженість мікроорганізмами, плісневими спорами і т. п.;
- використання методу радіоактивних індикаторів, який дозволяє вивчити ефективність різних термінів і методів внесення у ґрунт добрив;
- використання радіації для боротьби з комахами-шкідниками зерна, борошна, крупи. Якщо зерно перед завантаженням в елеватор пропустити через бункер з потужним джерелом гамма-випромінювання (^{60}Co), то розмноження комірного кліща виключається і зерно може зберігатися тривалий час без будь-яких втрат;
- застосування радіаційних технологій у тваринництві і ветеринарії. Великі дози ІВ згубно діють на мікрофлору, що використовується при консервації тваринницької продукції (досягається практично повна стерилізація продукції).

Останнім часом з'явилася серйозна небезпека радіоактивного забруднення навколишнього середовища у зв'язку з використанням радіоактивних джерел у космічних дослідженнях. На космічних кораблях використовуються бортові атомні електростанції, у системі ПРО використовується рентгенівський лазер з ядерним накачуванням, різного роду прискорювачі елементарних частинок. У червні 1969 р. в результаті аварії американського супутника відбулося зараження атмосфери над Індійським океаном плутонієм-238, при цьому втричі збільшився вміст плутонію у навколишньому середовищі.

В наслідок згорання вугілля в ТЕС або в житлових будинках відбувається і радіоактивне забруднення навколишнього середовища. У вугіллі містяться природні радіонукліди: калій-40, уран-238, торій-232 і продукти їх розпаду. Викид цих радіонуклідів в атмосферу залежить від зольності вугілля і ефективності очисних фільтрів ТЕС. Фахівцями підраховано, що радіоактивні викиди ТЕС на порівнянних відстанях на 1–3 порядки більші, ніж від нормально працюючої АЕС. Вважається, що населення, яке проживає в районі ТЕС (у радіусі 20 км), одержує за рік додаткову середню індивідуальну дозу опромінення до 0,06 мЗв.

Випробування ядерної зброї та аварії на ядерних реакторах становлять окрему небезпеку. При ядерному вибуху утворюється понад 200 різних радіоізотопів, які є як безпосередніми уламками поділу ядер важких елементів (урану-235, плутонію-238, плутонію-239), так і продуктів їх розпаду. Частина з них розпадається в найближчі хвилини і години після вибуху, інші протягом декількох днів, а такі, як стронцій-90, цезій-137, сурма-126 і ін., мають період напіврозпаду від 1 року до декількох десятків років. Як джерела внутрішнього опромінення найбільш небезпечні радіонукліди йоду, цезію, стронцію, плутонію, торію.

У 1963 р. США, СРСР і Великобританія підписали договір про припинення експериментальних ядерних вибухів в атмосфері, космічному просторі і під водою. Франція відмовилася приєднатися до цього договору і продовжувала випробування і в атмосфері до 1974 р., а КНР – до 1980 р. Підземні випробування тривали до 1996 р. Ядерну зброю випробовували на полігонах Маралінга, (Австралія), Семіпалатинську (СРСР), штату Невада біля Лас-Вегаса (США), на атолі Муруроа (Французька Полінезія) і в китайській провінції Сичуань.

З точки зору безпеки забруднення біосфери продуктами ядерних вибухів, найбільш важливе значення мають наземні вибухи. У цьому випадку вогняна куля, що утворюється при ядерних вибухах, торкається поверхні Землі, і величезні маси ґрунту випаровуються і втягуються у вогняну кулю. Досить зазначити, що при наземному ядерному вибуху потужністю 20 кт на місцевості із суپیщаним ґрунтом утворюється вирва діаметром 81 м і глибиною 19 м. Залежно від потужності ядерного вибуху і характеру ґрунту загальний викид ґрунту при наземному вибуху потужністю 1 кт становить приблизно 5000 т, а при потужності 20 кт – 20000 т. У результаті випробування ядерної зброї до 1963 р.

у стратосферу (8–55 км) підняте більше 200 млн т радіоактивного пилу, який випадав по всій земній кулі протягом кількох років. Оскільки тепер глобальні випадання зі стратосфери переважно визначаються довгоживучими продуктами поділу ^{90}Sr , ^{137}Cs і ^{14}C , то можна вважати, що кожен мешканець Землі за рахунок ядерних випробувань одержує річну дозу порядку 0,02 мЗв.

Контрольні запитання та завдання:

- 1. Дайте характеристику природних джерел радіації.*
- 2. Охарактеризуйте особливості космічного випромінювання.*
- 3. Дайте характеристику природних натуральних джерел радіації.*
- 4. Що таке аномалії природного радіоактивного фону?*
- 5. Що являють собою штучні джерела радіації?*
- 6. Як застосовують ІВ в сільському господарстві?*
- 7. Чому в наслідок випалювання вугілля в ТЕС або в житлових будинках відбувається радіоактивне забруднення навколишнього середовища?*
- 8. У чому основна небезпека забруднення біосфери продуктами ядерних вибухів?*

2. БІОЛОГІЧНА ДІЯ ВИПРОМІНЮВАННЯ

2.1. Основи біологічної дії іонізуючого випромінювання

2.1.1. Чутливість біологічних систем і організмів до радіації

Радіація за своєю природою шкідлива для життя. Малі дози опромінення можуть «запустити» не до кінця ще встановлений ланцюг подій, що призводить до раку або до генетичних ушкоджень. Випромінювання радіоактивних речовин виявляє дуже сильний вплив на всі живі організми. Навіть порівняно слабке випромінювання, яке при повному поглинанні підвищує температуру тіла лише на 0,001 °С, порушує життєдіяльність клітин.

При великих дозах радіація може руйнувати клітини, пошкоджувати тканини органів і бути причиною загибелі організму. Ушкодження, викликані великими дозами опромінення, звичайно проявляються протягом декількох годин або днів. Ракові захворювання, однак, проявляються через багато років після опромінення, як правило, не раніше ніж через 1–2 десятиліття. А вроджений порок розвитку й інші спадкові хвороби, викликані ушкодженнями

генетичного апарату, за визначенням проявляються лише в наступних поколіннях: це діти, онуки й більш віддалені нащадки індивідуума, що підпав під дію опромінення.

Іонізуючі випромінювання, впливаючи на організм людини й тварин, іонізують атоми й молекули, з яких складається жива тканина, викликаючи радіаційні ураження життєве важливих органів. У першу чергу іонізується вода, що входить до складу тканин і органів людини, іони вступають у взаємодію з киснем тканин, утворюючи пероксидні сполуки, які самі є сильними окиснювачами й приводять до змін і загибелі живих клітин.

Отже, в основі первинних, пускових механізмів вражаючої дії іонізуючого випромінювання лежать процеси іонізації й порушення атомів і молекул, їх руйнування, що дає початок утворенню хімічно активних уламків, що вступають згодом у реакції з різними структурами клітин організму. Надалі це призводить до порушення обміну речовин і зміни функцій органів і тканин.

Чутливість біологічних систем і організмів підвищується в міру збільшення маси тіла й ступеня організації організму. Найбільш стійкі до радіації спори, потім рослини, найпростіші організми, найбільш чутливі – тварини (рис. 2.1).

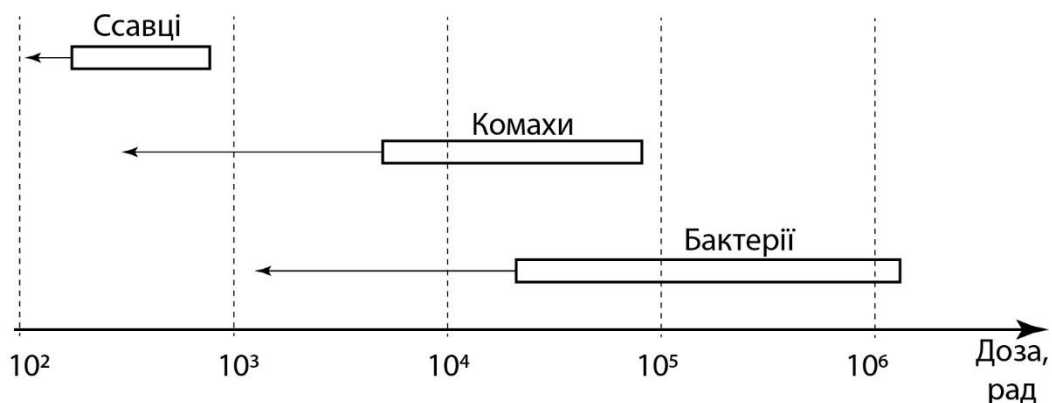


Рис. 2.1. Порівняльна чутливість організмів до радіації

Вертикальні риси ліворуч вказують рівні, при яких у більш чутливих видів даної групи можуть виникнути серйозні порушення функції розмноження. Риски праворуч вказують рівні, що викликають негайну загибель більшої частини організмів (осіб). Стрілки, спрямовані ліворуч вказують нижні межі доз, які можуть викликати загибель або ушкодження чутливих стадій життєвого циклу, наприклад, ембріонів. Загалом ссавці мають найбільшу чутливість. А

мікроорганізми – найбільш стійкі. Найбільш чутливі до опромінення – клітини, які діляться (цим пояснюється зниження чутливості з віком). Людину відносять до одного з найбільш чутливих до радіації біологічних об'єктів. Загибель її в 50% випадків спостерігається при дозах опромінення 4 Зв (400 бер) (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Дози, при яких 50% опромінених гине впродовж 30 діб

Біологічний об'єкт	Доза опромінення, Зв	Біологічний об'єкт	Доза опромінення, Зв
Рослини	10–1500	Мавпи	2,5–6
Найпростіші	1000	Людина	4
Молюски	200	Морські свинки	4
Змії	80–200	Собаки	2,4–4
Комахи	10–100	Кози	3,5
Риби, птахи	8–20	Віслюки	3
Миші	6–15	Вівці	2
Пацюки	7–9		

Шкідлива дія радіоактивного випромінювання пов'язана з опроміненням, яке буває зовнішнім і внутрішнім.

2.1.2. Зовнішнє опромінення

Під зовнішнім опроміненням необхідно розуміти такий вплив випромінювання на людину, коли джерело радіації знаходиться поза організмом і виключена ймовірність потрапляння радіоактивних речовин усередину організму. При цьому людина опромінюється тільки впродовж того часу, котрий вона знаходиться поблизу джерела випромінювання. При зовнішньому опроміненні найбільш небезпечне рентгенівське, гамма- і нейтронне опромінення. Біологічний ефект залежить від дози опромінення, його виду, часу впливу, розмірів опромінюваної поверхні, індивідуальної чутливості організму. Альфа- і бета-частинки, маючи незначну проникну здатність, викликають при зовнішньому опроміненні тільки шкірні ураження. Зовнішнє гамма-опромінення людини поза приміщеннями (будинками) зумовлене наявністю радіонуклідів у різних природних середовищах (грунті, приземному повітрі, гідросфері і біосфері). Основний внесок у дозу зовнішнього гамма-опромінення дають

гамма-радіонукліди урано-радієвого і торієвого рядів і калій-40. При цьому головними джерелами зовнішнього гамма-опромінення в повітрі торієвої серії радіонуклідів є торій-228 і радій-224, а в урановому ряду 99% дози визначається гамма-випромінюванням свинцю-214 і вісмуту-214. Так, щорічна доза, яку отримує населення від радіонуклідів, що знаходяться в зовнішньому середовищі, становить від 0,32 до 0,82 мЗв залежно від умов місцевості. Середня щорічна еквівалентна доза зовнішнього опромінення для населення всієї земної кулі береться такою, що дорівнює 0,65 мЗв. Якщо людина знаходиться в приміщенні, доза зовнішнього опромінення змінюється під впливом двох протилежно діючих чинників: екранування зовнішнього випромінювання будинком і випромінювання природних радіонуклідів, що знаходяться в матеріалах, з яких збудовано будинок. Залежно від концентрації ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th у різних будівельних матеріалах потужність дози в будинках значно змінюється.

Якщо за одиницю взяти такий матеріал, як дерево, то мешканці, що проживають у будинках з іншого будівельного матеріалу, одержують річну дозу:

- з вапняку – в 1,3 рази більшу;
- з бетону, цегли – в 3 рази;
- з пемзового каменю – в 10 разів;
- з граніту – в 10–12 разів.

2.1.3. Внутрішнє опромінення

Внутрішнє опромінення людини створюється радіонуклідами, що потрапляють в організм разом із їжею, повітрям і водою. З них найбільш вагомий вклад в ефективну еквівалентну дозу вносять ^{40}K , ^{14}C , ^{87}Rb , ^{210}Po , ^{226}Ra , а також радон-222 і радон-220 (торон). При попаданні радіонуклідів усередину організму людина зазнає постійного опромінення до того часу, поки радіонуклід не виведеться з організму в результаті розпаду або фізіологічного обміну. Це опромінення дуже небезпечне, тому що викликає ураження різних органів, які довго не заживають.

Можливі чотири шляхи проникнення радіоактивних речовин в організм: через органи дихання, шлунково-кишковий тракт (ШКТ), ушкодження і розриви на шкірі і шляхом абсорбції через здорову шкіру. Найбільш небезпечний перший шлях, оскільки об'єм повітря, що споживає людина, становить 20 м³/добу, а з

їжею людина споживає тільки 2,2 л води за добу (800 л/рік). В легенях цезій і стронцій всмоктуються на 100%. При цьому засвоєння і відкладання в організмі радіонуклідів, як правило, вище, ніж при заковтуванні. Засвоєння через ушкоджену шкіру у 200–300 разів менше, ніж через ШКТ, і не має істотного значення порівняно з цими двома шляхами.

При попаданні радіоактивних речовин в організм будь-яким шляхом вони вже через кілька хвилин виявляються в крові. Якщо надходження радіоактивних речовин було однократним, то концентрація їх у крові спочатку зростає до максимуму, а потім протягом 15–20 діб знижується.

Радіоактивні аерозолі залежно від дисперсності частинок по-різному затримуються в різних відділах дихальних шляхів. Так, аерозолі з розміром частинок більше 1 мкм переважно затримуються у верхніх дихальних шляхах і виштовхуються назовні; частинки до 1 мкм – у трахеобронхіальній ділянці, а частинки менше 0,1 мкм – у легених альвеолах. При цьому нерозчинні частинки зберігаються в легенях, і легенева тканина одержує певну дозу радіації, а розчинні радіонукліди потрапляють у кров і далі разом із нею надходять до різних тканин організму. Отже, частка радіонуклідів, які потрапляють з легень до інших органів, значною мірою залежить від дисперсності аерозолів, які вдихаються. Швидкість переходу радіонуклідів з легень до інших органів організму тим вища, чим краща розчинність аерозолів, що вдихаються, у фізіологічних рідинах організму і, зокрема, у лімфі крові. При пероральному (травним каналом) надходженні радіоактивні речовини потрапляють у ШКТ, звідки всмоктуються в кров і розносяться по різних органах і тканинах. Чим менша розчинність сполуки, що містить радіонуклід, тим більше її проходить транзитом по ШКТ і евакуюється з організму.

Радіоактивні речовини, які потрапили через шкіру, надходять безпосередньо в кров, і далі радіонукліди залежно від хімічних властивостей накопичуються в конкретних органах, що спричиняє високі локальні дози радіації. Якщо радіонукліди не закріпилися в тканинах і органах тіла, вони через деякий час проходять через нирки і виводяться із сечею.

Процес виведення радіонуклідів характеризується такими показниками, як період біологічного напіввиведення та ефективний період напіввиведення.

Період біологічного напіввиведення T_b – це час, протягом якого кількість (активність) даного радіонукліда в організмі зменшується вдвічі внаслідок його

фізіологічного обміну.

Ефективний період напіввиведення t_{ef} – це час, протягом якого кількість (активність) радіонукліда в організмі зменшується вдвічі внаслідок радіоактивного розпаду і біологічного виведення:

$$t_{эфф} = \frac{T_{1/2} \cdot T_6}{(T_{1/2} + T_6)}, \quad (2.1)$$

Одним з важливих показників є коефіцієнт всмоктування. Всмоктуваність радіоактивних речовин у шлунково-кишковому тракті визначається, в основному, їх розчинністю у біологічних середовищах (кров, лімфа), а також потребою організму в них або в їх аналогах. Добре всмоктуються ізотопи елементів, необхідних організму – натрій, калій, магній, цезій, кальцій, стронцій, барій, рутеній та ін.

Величина дози, що визначає тяжкість ураження, залежить від того, одержує її організм відразу або в декілька прийомів. Більшість органів встигає тією чи іншою мірою залікувати радіаційні ушкодження й тому краще витримує серію дрібних доз, ніж таку ж сумарну дозу опромінення, отриману за один прийом.

Слід зазначити, що найбільш уразливими до опромінення органами людини є червоний кістковий мозок та інші елементи кровотворної системи, репродуктивні органи, легені й кровоносні судини.

Тяжкість виникаючих наслідків для людини залежить від дози опромінення. Чим більша доза, тим важчі наслідки. При цьому існує мінімальна доза, при якій негативний вплив не виникає. Вона називається граничною дозою. Так, при дозі опромінення всього тіла в 1 Зв (100 бер) і вище, як правило, виникає гостра променева хвороба. У людини з'являються нудота, блювання, зміни параметрів крові і т. д. Нижче цієї дози опромінення зазначені ефекти не виявляються.

Крім індивідуальних відмінностей, необхідно також враховувати радіочутливість крайніх вікових груп – дітей і людей похилого віку. У тканинах дитячого організму концентрація найбільш радіочутливих молекул і клітин вища, ніж у дорослого, тому зростає можливість прямої дії радіації, а внаслідок великого питомого вмісту радіофікованої води – і побічного впливу. З іншого

боку, дитячий організм має високу здатність до відновних процесів. У літніх людей відновні процеси сповільнюються, мають меншу ефективність, що й визначає підвищену вразливість осіб цього віку. Період напіввиведення цезію-137 у дорослих – близько 140 діб, а у дітей, залежно від віку, – від 50 до 20 діб. Чим молодший організм, тим швидше (за інших однакових умов) він очищається від радіонуклідів.

Гостре короткочасне опромінення більш небезпечне, ніж опромінення такою ж сумарною дозою, але протягом тривалого часу. Наприклад, якщо доза загального гострого (короткочасного) опромінення людини, що дорівнює 4 Зв (400 бер), в 50% випадків може призвести до смертельного результату, то загальне опромінення такою самою дозою протягом десятків років не дає ніяких безпосередніх негативних ефектів. При систематичному опроміненні дозами нижче 1 Зв (викликає гостру променевою хворобу), але в сумі набагато більшими за гранично допустимі, спостерігаються зміни складу крові (недокрів'я) і ряд симптомів розладу нервової системи (лейкози, злоякісні пухлини різних органів і тканин, катаракти, ураження шкіри, скорочення тривалості життя). Віддалені наслідки, зумовлені впливом ІВ, можна оцінити тільки статистичними методами. При відносно низьких дозах опромінення, навіть в умовах проживання населення в зонах, що підпали під радіоактивне забруднення внаслідок аварії на атомних станціях, з дозовими навантаженнями до 5 мЗв/рік змін стану здоров'я, що прямо залежать від іонізуючого опромінення, як правило, не спостерігається.

Усі ефекти радіації пов'язані тільки з дозою радіації й не залежать від джерел опромінення. Організм не розрізняє дози від природних джерел, рентгенівського опромінення або викидів АЕС [6].

2.1.4. Токсичність радіонуклідів

Радіонукліди сильно відрізняються за токсичністю дії, тобто за здатністю завдавати променевого ушкодження. Радіотоксичність нуклідів залежить від таких основних чинників.

- 1) Рівень середньої енергії одного акту розпаду. Наприклад, поглинена доза від вуглецю-14 з енергією одного акту розпаду 0,053 МеВ буде набагато меншою порівняно з дозою, що створюється при розпаді фосфору-32, середня енергія бета-випромінювання якого становить 0,68 МеВ.

- 2) Вид випромінювання. Променеве ураження від джерела альфа-випромінювання буде більшим порівняно з джерелом бета-випромінювання.
- 3) Шляхи надходження радіонуклідів в організм людини. Найбільш небезпечним є надходження радіонукліда при вдиханні повітря.
- 4) Здатність радіонукліда накопичуватися в конкретних органах. За характером розподілу радіонуклідів в організмі чітко вирізняються три групи, які концентруються в кістках, у всьому тілі, у печінці. Окремо можна відзначити йод-131, до 30% якого відкладається у щитовидній залозі, яка складає тільки 0,03% маси тіла. Критичними органами, які найбільше піддаються дії радіації, є гонади, кістковий мозок, кровотворні органи.
- 5) Час перебування радіонукліда в організмі, що залежить від періоду напіввиведення. За ступенем радіаційної небезпеки всі радіонукліди як потенційні джерела внутрішнього опромінення поділяються на чотири групи (табл. 2.2).

Таблиця 2.2

Класифікація радіонуклідів за ступенем радіаційної небезпеки

Група	Ступінь радіотоксичності	Мінімально значуща активність, мкКі	Радіонукліди
А	Дуже висока	0,1	^{210}Po , ^{226}Ra , ^{232}U , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{210}Pb
Б	Висока	1	^{90}Sr , ^{131}I , ^{224}Ra , ^{235}U
В	Середня	10	^{32}P , ^{35}Ca , ^{89}Sr , ^{137}Cs , ^{24}Na , ^{42}K , ^{60}Co
Г	Мала	100	^3H , ^{14}C , ^{55}Fe , ^{69}Zn , $^{131-136}\text{Cs}$

2.1.5. Радіотоксикологічні характеристики деяких радіонуклідів

Стронцій. Відомі 18 радіоізотопів стронцію. Більшість із них короткоживучі, лише чотири радіонукліди мають період напіврозпаду від 1 доби до 2 місяців і один, найпоширеніший – стронцій-90 – більше 2 років. Стронцій-90 є наявним у відходах ядерної промисловості, але основне джерело забруднення ним зовнішнього середовища – атомні вибухи й аварії на атомних реакторах. Стронцій-90 добре розчиняється у воді, тому його рухливість у ґрунті досить висока. Найбільша розчинність стронцію відзначена в ґрунтах з низьким рівнем кислотності і мінімальним вмістом обмінного кальцію, тому з таких

ґрунтів стронцій легко засвоюється рослинами. Потрапивши в шлунково-кишковий тракт, стронцій добре (на 20–70%) всмоктується у кров'яне русло. Його всмоктуваність залежить від виду, віку, фізіологічного стану й характеру харчування тварини або людини. У дорослої людини всмоктування стронцію становить 20–30%. При нестачі кальцію й білка в раціоні харчування всмоктуваність ізотопу може підвищуватися до 50–60% через те, що стронцій є хімічним аналогом кальцію і може накопичуватися замість нього.

При вдиханні розчинні сполуки стронцію швидко елімінують із легень. Проникнення стронцію через неушкоджену шкіру становить близько 1%, через ушкоджену (різана рана, опік), як і з підшкірної клітковини й м'язової тканини, стронцій всмоктується майже повністю. Незалежно від шляху й режиму потрапляння в організм розчинні сполуки стронцію вибірково накопичуються в кістках. У м'яких тканинах затримується менше 1% стронцію-90.

Біологічна дія стронцію-90 при попаданні в організм людини або тварини обумовлюється бета-частинками, що випускаються ним самим і його дочірнім продуктом розпаду – ітрієм-90. Середній пробіг бета-частинок у тканинах тварин у стронцію-90 становить – 0,5 мм, ітрію-90 – 4 мм. У кістковій тканині через її більшу щільність порівняно з м'якими тканинами пробіг бета-частинок менший.

Накопичуючись у кістязку, стронцій-90 залишається там тривалий час, постійно опромінюючи тканини, внаслідок чого в кістковій тканині й кровотворному кістковому мозку патологічні зміни настають у значно більшому ступені, ніж в інших органах і тканинах організму. Більші дози стронцію-90 викликають променеву хворобу. При тривалому надходженні його в організм у відносно малих кількостях можуть розвинути радіаційні ураження у вигляді гальмування росту, зміни в кровотворних органах і картині крові, зниження імунологічних і захисних властивостей, гальмування вироблення антитіл при вакцинації, порушення обміну речовин.

Цезій. З 30 радіоактивних ізотопів цезію більшість є короткоживучими із секундними й хвилинними періодами напіврозпаду й тільки два радіоізотопи довгоживучі – цезій-134 з періодом напіврозпаду 2,06 року й цезій-132 з періодом напіврозпаду близько 30 років. У навколишнє середовище цезій може надходити при ядерних вибухах і аваріях на ядерних реакторах, а також у результаті викидів радіоактивних відходів в атмосферу й водоюми підприємствами ядерної промисловості, атомними електростанціями й суднами

з ядерно-енергетичними установками. Найбільшу біологічну небезпеку становить цезій-137. Це бета-випромінювач із середньою енергією бета-частинок. При його розпаді утворюється дочірній радіонуклід барій-137 з періодом напіврозпаду 2,55 хвилин, який супроводжується випускненням гамма-квантів. Властивості цезію аналогічні калію. Подібно калію він активно включається в біологічний колообіг, мігрує по біологічних ланцюгах і доходить до організму людини. Розчинність солей цезію, що випали на ґрунт при глобальних опадах, становить 80–100%. Оскільки цезій не утворює важкорозчинних сполук у широкому діапазоні кислотності, він легко доступний для рослин і накопичується в них. В організм тварин цезій потрапляє із забрудненим кормом, водою й, у меншій мірі, із вдихуванням повітрям. В організмі людини всмоктуваність цезію-137 досягає 100%. Цезій накопичується в основному в м'яких тканинах, тільки 4% його відкладається в кістках. Виводиться цезій з організму з калом (10–30%) і сечею (70–90%). Період напіввиведення цезію з організму залежить від виду тварини, її віку й характеру харчування. У дорослої людини він становить близько 100 діб, у дітей до 1 року – 10–20 діб. Цезій добре переходить із організму матері до плода. Величина переходу залежить від строку вагітності й тривалості надходження радіонуклідів. При потраплянні цезію у водойми він швидко мігрує в донні відкладення, засвоюється планктоном. Риба активно накопичує ізомери цезію й може бути одним з основних джерел потрапляння його в організм людини. Накопичуючись у м'яких тканинах, цезій створює внутрішнє опромінення, яке при рівноважному вмісті цезію 6,66 мкКі на рік може досягати 1 бер. Внутрішнє опромінення цезієм-137 викликає такий самий біологічний ефект, як і зовнішнє опромінення організму при аналогічних дозах.

Йод. З 24 радіоізоотопів йоду радіаційно-гігієнічне значення має один – йод-131 з періодом напіврозпаду 8,04 доби. Він є бета- і гамма-випромінювачем. Йод дуже активний елемент, добре засвоюється рослинами, водними організмами. При потраплянні в шлунково-кишковий тракт із їжею він на 100% всмоктується в кров. Основна маса йоду, що всмоктався (60–80%), вибірково накопичується у щитовидній залозі. Вміст 0,06 мкКі йоду-131 у щитовидній залозі створює дозу опромінення в 1 бер. У міру наростання патологічних змін у щитовидній залозі з'являється симптомокомплекс: знижується температура тіла, підвищується нервова збудливість, уповільнюється серцебиття, збільшується проникність

судин. При нагромадженні в легенях ізотопи йоду викликають захворювання бронхітом, пневмонією. Радіоактивні ізотопи йоду можуть індукувати пухлини в щитовидній залозі, аденогіпофізі, статевих залозах та інших органах.

Плутоній. Відомо 15 ізотопів плутонію. Найбільш значущий із них – плутоній-239 з періодом напіврозпаду 24400 років, що випромінює при розпаді альфа-частинки. Плутоній-239 є одним із найбільш радіаційно небезпечних елементів. У зовнішнє середовище плутоній-239 потрапляє при випробуваннях ядерної зброї, аваріях на АЕС і переробці відпрацьованого ядерного палива. Сполуки плутонію в ґрунті погано розчинні, тому практично нерухомі, недоступні для кореневої системи рослин. При поверхневому забрудненні листя рослин плутоній може потрапити в шлунково-кишковий тракт тварин, однак всмоктується він з нього погано. При вдиханні всмоктуваність, а отже, і небезпека опромінення плутонієм в 100 разів вища, ніж при попаданні з їжею. Плутоній-239 – це переважно джерело альфа-випромінювання з дуже високою енергією випромінювання (більше 3 MeV). Він відкладається в скелеті, тим самим впливаючи на червоний кістковий мозок, а також у печінці і нирках. У кістковій тканині відкладається до 90%, у печінці – 7% і в нирках – 1% плутонію. Оскільки ефективний період напіввиведення $T_{\text{еф}}$ становить 100 років, плутоній впливає на організм протягом усього життя людини. Встановлено, що 400 г плутонію достатньо, щоб викликати рак легень у 10 млрд людей.

Радон. Найбільшою вагою з усіх джерел природної радіації володіє радон. Це важкий газ (у 7,5 рази важчий, ніж повітря), що не має кольору, запаху і смаку. При розпаді випромінює альфа-частинки. Радон вивільняється із земної кори повсюди. Він накопичується усередині приміщень, просочуючись через фундамент і підлогу із ґрунту або, рідше, вивільняючись із будівельних матеріалів. Під землею радон змішується з природним газом, який потім використовується в побутових газових плитах, і таким чином потрапляє в приміщення. Концентрація його значно збільшується за відсутності надійних витяжних систем. Концентрація радону в закритих приміщеннях звичайно у вісім разів вища, ніж на вулиці, а на верхніх поверхах нижча, ніж на першому. Він дає приблизно половину дози опромінення людини, що одержується від усіх природних джерел. Основна частина опромінення спричинена не самим радоном, а продуктами його розпаду. Радон надходить до організму при диханні разом з повітрям. При кип'ятінні радон випаровується, у сирій воді його набагато

більше. Основну небезпеку викликає його потрапляння в легені з водяною парою. Найчастіше це відбувається у ванній кімнаті, коли людина приймає гарячий душ. Радон, потрапляючи в організм, відразу ж уражає залози внутрішньої секреції, гіпофіз, кору надниркових залоз. Це викликає задишку, серцебиття, мігрень, тривожний стан, безсоння. Іноді розвиваються злоякісні пухлини в легенях, печінці, селезінці.

Контрольні запитання та завдання:

1. *Які особливості біологічної дії іонізуючого випромінювання на організм людини?*
2. *Які особливості дії радіації при зовнішньому та внутрішньому опроміненні?*
3. *Які існують шляхи надходження радіонуклідів до організму?*
4. *Що таке «період біологічного напіввиведення», «ефективний період напіввиведення», «коефіцієнт всмоктування»?*
5. *Від чого залежить токсичність радіонуклідів?*
6. *Як класифікуються радіонукліди за ступенем радіаційної небезпеки?*
7. *У чому основна небезпека накопичення стронцію-90 в організмі людини?*
8. *У чому основна небезпека накопичення цезію-137 в організмі людини?*
9. *У чому основна небезпека накопичення йоду-131 в організмі людини?*
10. *У чому основна небезпека накопичення плутонію-239 в організмі людини?*
11. *У чому основна небезпека потрапляння радону в організм людини?*

2.2. Захист населення від іонізуючого випромінювання

Основну частину опромінення населення земної кулі одержує від природних джерел радіації. Більшість із них такі, що уникнути опромінення від них зовсім неможливо. Внаслідок цього людство, незважаючи на малу вивченість даної проблеми, активно займається розробленням засобів і заходів захисту організму від радіації. Також дуже важливою проблемою є захист людини від дії радіації при виконанні службових обов'язків. Види захисту від дії ІВ поділяються на: фізичні, хімічні, біологічні та дезактивацію.

Фізичний захист населення від іонізуючого випромінювання:

- збільшення відстані між оператором і джерелом;
- скорочення тривалості роботи в полі випромінювання;

- екранування джерела випромінювання;
- дистанційне керування;
- використання маніпуляторів і роботів;
- повна автоматизація технологічного процесу;
- використання засобів індивідуального захисту й попередження знаком радіаційної небезпеки;
- постійний контроль за рівнем випромінювання та дозами опромінення персоналу.

Найбільш ефективним засобом фізичного захисту є екранування. Іонізуючі випромінювання поширюються прямолінійно, тому якщо на їх шляху встановити екран – потужність дози зменшиться у десятки й сотні разів. Ефективність екрана залежить від властивостей матеріалу, з якого він виготовлений, та його товщини. Найкращим поглиначом гамма-променів є свинець. Повільні нейтрони добре поглинаються бором і кадмієм. Швидкі нейтрони попередньо вповільнюються за допомогою графіту. Недоліком даного засобу є те, що, поглинаючи іонізуючі випромінювання, екран сам стає радіоактивним.

Для профілактики і захисту від забруднення відкритих ділянок тіла застосовують ізолюючі плівки у вигляді спеціальних мазей, кремів, паст, які виконують роль екрана і не дають змоги радіоактивним речовинам досягти шкіри. Такі засоби звісно не виключають можливість гамма- і бета-опромінення.

Для захисту від гамма-променів та бета-частинок застосовують засоби індивідуального захисту, принцип дії яких полягає в поглинанні випромінювання ізолюючим шаром (наприклад, захисний одяг з накладками із свинцю – фартухи, жилети, плавки тощо). Захист від внутрішнього опромінення полягає в усуненні безпосереднього контакту працюючих з радіоактивними частинками й запобігання влученню їх у повітря робочої зони.

Щоб уникнути радіоактивного забруднення одягу використовують так званий плівковий одяг (нарукавники, штани, фартухи, рукавички, черевики), який надягається зверху звичайного. Він виготовляється з деяких видів пластику, органічного скла, гуми, тобто матеріалів, які легко очищуються від радіоактивного забруднення. Для захисту органів дихання найкращими є шлангові протигази, респіратори, пневмошоломи. Для захисту очей застосовують окуляри закритого типу зі спеціальним склом (яке містить фосфат

вольфраму або свинець).

Хімічний тип захисту населення від іонізуючого випромінювання. Хімічний захист – це підвищення стійкості організму до дії іонізуючого випромінювання шляхом введення спеціальних хімічних речовин, що мають захисну дію (радіопротекторів).

Радіотоксини, що накопичуються в організмі після опромінення й зумовлюють його отруєння, не є специфічними, характерними тільки для процесів опромінення. При різних стресах, таких, як нервові потрясіння, надмірне м'язове навантаження, гіподинамія (малорухливий спосіб життя), голодування, опіки, інфекція, у печінці піддослідних тварин накопичуються однакові токсичні продукти переокиснення. Ці токсини – перша ознака порушеного обміну, вони неначе «запускають» процес розвитку всіх механізмів стресу, що дозволило назвати їх «стресорами». Виведення стресорів з організму необхідно для зняття пострадіаційного токсичного синдрому.

Радіопротекторні речовини поділяються на такі групи:

- антигістамінні засоби;
- ендокринні препарати;
- антигеморагічні засоби (ті, що перешкоджають кровотечі);
- речовини, що відновлюють функції кровотворних органів;
- препарати, що сприяють виведенню радіоактивних речовин і важких металів;
- препарати, які нормалізують окремі ланки обміну речовин.

Радіопротектори суттєво знижують тяжкість променевого ураження. Їх корисна дія найбільше виражена на ранніх стадіях захворювання. Навіть, якщо проміжок між введенням препарату й опроміненням обчислюється хвилинами, протектор встигає проникнути в радіочутливий орган і почати діяти. Прискорити виведення радіонуклідів можна шляхом їх заміщення або комплексоутворення. Так, для захисту від ^{226}Ra , ^{90}Sr , ^{140}Ba використовують сірчаноокислий барій, глюконат кальцію, хлористий кальцій; для ^{239}Pu – пентацин; для ^{137}Cs , ^{131}I – йодистий калій або йодисту настоянку.

Біологічний тип захисту населення від іонізуючого випромінювання. Біологічний захист передбачає підвищення стійкості організму до дії іонізуючого випромінювання шляхом введення захисних речовин, виділених з живих організмів (лікарські рослини, вітаміни і т. д.). Біологічні добавки природного походження практично позбавлені негативних ефектів, характерних

для фармакологічних препаратів (токсичність, побічні дії), створюють захисний поріг в організмі та задовольняють енергетичні потреби. Такі поживні речовини, як білки, деякі амінокислоти, поліненасичені жирні кислоти, складні некрохмальні вуглеводи, вітаміни (аскорбінова кислота, тіамін, рибофлавін, вітамін Р, каротин), мінеральні речовини (кальцій, калій, магній, йод, фосфор) мають виражені радіозахисні властивості. Тому збалансоване та різноманітне харчування має велике значення. Вченими доведено, що нестача цих речовин у раціоні сприяє накопиченню в організмі йоду, цезію, стронцію, плутонію, калію. Якщо клітини організму насичені потрібними мінеральними речовинами, то можливість поглинання радіоактивних речовин зменшується. Оскільки стронцій є хімічним аналогом кальцію, то він може брати участь у тих самих реакціях. Тобто наш організм може використовувати для побудови кісток і зубів радіоактивний стронцій замість кальцію за умови нестачі останнього. Якщо ж кальцію в організмі достатньо, то стронцій практично повністю виводиться з організму. За подібним принципом цезій може замінювати калій, а плутоній – залізо. Застосування лікарських рослин-біостимуляторів є украй необхідним при впливі іонізуючого випромінювання. У критичній ситуації необхідно забезпечити швидку адаптацію організму за допомогою власних регуляторних механізмів клітини. Особливо корисними щодо цього є препарати тонізуючої дії або рослини-психостимулятори. До них відносять женьшень, золотий корінь, лимонник китайський, елеутерокок та ін. Після приймання препаратів із зазначених рослин розвивається підвищений опір організму до променевих уражень, прискорюється пристосовність до екстремальних факторів, нервових стресів, нестачі кисню. Хворі відзначають підвищення загального тону й рівня працездатності, зникають скарги на млявість, швидку стомлюваність, головний біль і зниження апетиту. Поліпшується функціональна діяльність серцево-судинної системи.

Дезактивація. Ліквідацію радіоактивного забруднення здійснюють шляхом дезактивації, яка полягає у видаленні радіоактивних речовин із зараженої поверхні. Розрізняють природну та штучну дезактивацію.

Природна дезактивація являє собою зменшення зараженості радіоактивними речовинами внаслідок перетворення атомів, що розпадаються в стабільні. Вона дозволяє без додаткових матеріальних затрат зменшити зараженість до допустимої межі або нижче. Істотним недоліком природної

дезактивації є її повільність. Вона найбільш ефективна впродовж перших 15–20 діб після радіоактивного зараження, коли в суміші продуктів поділу наявні переважно короткоживучі радіонукліди.

Штучна дезактивація полягає в очищенні заражених об'єктів від радіоактивних речовин шляхом вилучення цих речовин із заражених поверхонь. Вона застосовується за необхідності ліквідації радіоактивної зараженості в найкоротший термін, але вимагає трудових і матеріальних затрат.

Існуючі види дезактивації можна класифікувати за різними ознаками, які, з одного боку, визначаються умовами радіоактивних забруднень, а з іншого – умовами проведення самої дезактивації. Вибір способу дезактивації диктується особливостями радіоактивних забруднень і самого об'єкта.

Залежно від агрегатного стану дезактивуючого середовища всі способи дезактивації можна поділити на рідинні і безрідинні (рис. 2.2). Для підвищення ефективності дезактивації використовуються комбіновані методи обробки, які являють собою поєднання рідинних і безрідинних методів.

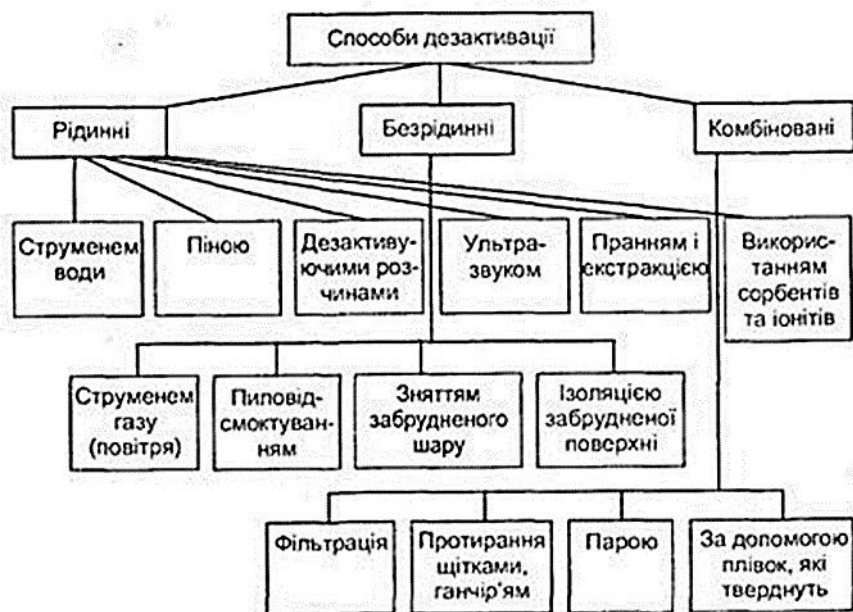


Рис. 2.2. Класифікація способів дезактивації

Вилучення радіоактивних речовин ґрунтується на різних фізичних, фізико-хімічних і механічних процесах і явищах. З цієї точки зору розрізняють такі види дезактивації: механічна, фізична і фізико-хімічна.

Механічна дезактивація полягає в механічному вилученні радіоактивних речовин із заражених поверхонь шляхом змітання, струшування, здування або відсмоктування пирососом; у видаленні й вилученні поверхневого шару; в ізоляції зараженої поверхні шаром незараженого матеріалу (безрідинні способи).

Фізична дезактивація – це виділення порівняно слабо зв'язаних із поверхнею радіоактивних речовин струменем води під тиском, обмивання водою, протирання розчинниками, очищення заражених поверхонь фільтруванням, відстоюванням, перегонкою і т. д.

Фізико-хімічний вид дезактивації використовується для вилучення РР, більш міцно зв'язаних із зараженою поверхнею. Він ґрунтується на підвищеній змочувальній здатності води при додаванні в неї поверхнево-активних речовин, кислот, лугів, окиснювачів.

Способи очищення води. Більша частина радіоактивних речовин, що знаходяться у воді, міцно утримуються на частинках ґрунту або пилу і не розчиняються, решта радіонуклідів у вигляді аніонів і катіонів переходить у розчин. Очищення води можна проводити різними способами (рис. 2.3).



Рис. 2.3. Способи очищення води

Осадження. Очищення води і повітря може бути здійснено шляхом седиментації або осадження. На основі принципу седиментації відбувається очищення рідких середовищ (води) від радіоактивного забруднення у випадку, коли радіонукліди знаходяться у вигляді нерозчинних частинок. Але седиментація – тривалий процес (до кількох діб). Для її прискорення у воду додають різні реагенти, які сприяють процесу коагулювання.

Коагулювання – це розчинення у воді спеціальних речовин – коагуляторів, які в результаті гідролізу утворюють розсипчастий пластівчастий осад. У ролі коагуляторів застосовують солі алюмінію $Al_2(SO_4)_3$ або солі заліза $FeSO_4$. Коагулянти у всьому об'ємі води утворюють пластівці, які при осадженні на дні відстійника захоплюють радіоактивні частинки. Після відстоювання заражена вода освітлюється і значною мірою дезактивується. Спосіб очищення води коагулюванням може застосовуватися як операція, що передує фільтруванню.

Фільтрацією називають очищення рідкого або газового середовища шляхом осадження домішок на поверхні фільтра. Як фільтр можна використовувати кварцовий пісок, дроблений антрацит, різні сорбенти (каолін, цеоліт) та іоніти. Сорбенти, дія яких ґрунтується на іонному обміні, називаються іонітами. Іоніти здатні поглинати з розчину позитивні або негативні іони радіонуклідів в обмін на еквівалентну кількість іонів одного і того самого знаку (реакція заміщення). У результаті радіонукліди, що містяться у воді, утворюють нерозчинні сполуки з іонітами і тим самим звільняють від них заражену воду. У ролі іонітів використовуються іонітообмінні смоли, сульфовуглі, целюлоза.

Випарювання – це випаровування води, концентрування радіоактивних продуктів до утворення твердої маси. У результаті отримуємо чисту воду і концентрований відстій радіоактивних забруднень. Випарювання забезпечує високе очищення води (99,9%), однак цей спосіб потребує часу. Фільтрація за допомогою сорбентів і випарювання дозволяє позбутися як радіоактивних частинок, особливо високодисперсних, так і розчинних радіонуклідів. За допомогою іонітових фільтрів і мембранної технології видаляються розчинні радіонукліди.

Способи очищення повітря. Основним способом очищення повітря від радіоактивних речовин є фільтрація. За ступенем ефективності очищення повітря від радіоактивного забруднення фільтруючі матеріали можна розташувати в такій послідовності: скловолокно, тканина, неткані волокнисті з металевих волокон, синтетичні і природні матеріали. Для підвищення ефективності очищення використовується електромагнітне поле. Для очищення повітря у ході промислової експлуатації АЕС використовуються припливні, циркулярні і витяжні вентиляційні системи, при цьому здійснюється ступеневе очищення через різні фільтри [6, 8, 9].

Контрольні запитання та завдання:

1. *Що являє собою фізичний захист від іонізуючого випромінювання?*
2. *У чому особливості хімічного та біологічного захисту від дії радіації?*
3. *Що таке дезактивація? Назвіть види дезактивації.*
4. *Які способи дезактивації ви знаєте?*
5. *Які існують способи очищення води та повітря від радіоактивних речовин?*

2.3. Норми радіаційної безпеки

2.3.1. Удосконалення системи нормування та радіаційного захисту

Забезпечення захисту природного середовища від впливу радіації ґрунтується на спеціальних критеріях і нормативах, які повинні задовольняти радіаційну безпеку людини і довкілля. На відміну від нормування, розробленого для різних видів антропогенного впливу (хімічного, санітарно-гігієнічного), де існують часткові екологічні нормативи для окремих компонентів природного середовища, для радіаційного впливу до цього часу застосовувався принцип, згідно з яким вважають, що коли забезпечена радіаційна безпека людини, то захищене й довкілля.

Перші безпечні межі опромінення людей були визначені на початку ХХ ст. Оскільки в цей час променевих уражень зазнавала головним чином шкіра, то було запропоновано прийняти за безпечну десяту частину дози, яка викликала еритему (почервоніння) шкіри за 30 діб. У 1934 році Міжнародна комісія з радіаційного захисту (МКРЗ) встановила толерантну (таку, що не завдає шкоди організму) дозу – 0,2 Р за добу. У 1936 році ця доза була зменшена – 0,1 Р за добу. У міру накопичення даних про віддалені наслідки впливів на людину, термін толерантної дози був замінений виразом «гранично допустима доза» (ГДД), а її величина встановлена в розмірі 0,05 Р за добу або 18 Р за рік.

У 1958 році МКРЗ прийняла гіпотезу безпорогової лінійної залежності «доза-ефект», за якою будь-які незначні дози опромінення можуть викликати небажані генетичні наслідки, причому ймовірність таких наслідків прямо пропорційна дозі. Нині серед учених немає єдиної думки з питання про біологічні наслідки малих доз опромінення. Деякі вчені вважають, що залежність «доза-ефект» має лінійний характер (гіпотеза безпорогової залежності). Інші вважають, що шкідливі ефекти опромінення проявляються, починаючи з певного

порогу. Треті вважають, що малі дози опромінення корисні. Необхідно зазначити, що немає безперечних доказів на користь будь-якої точки зору. Тим більше, що вплив малих доз опромінення практично ще досконало не вивчено. У цьому випадку доцільно розглядати більш раціональну гіпотезу про лінійну залежність «доза-ефект» і для людей, що безпосередньо працюють з ІВ, дозу опромінення за рік взяти такою, що дорівнює 20 мЗв, а для іншого населення – 1 мЗв на рік.

Для населення України межа небезпечної дози з 1952 року змінилася від 15 мЗв/рік до 1 мЗв/рік [1]. Сьогодні більшість фахівців-радіоекологів наголошують на подальшому зменшенні цієї дози до 0,25 мЗв/рік.

При встановленні норм було взято за основу такий принцип: забезпечити захист від ІВ окремих людей, їх потомство і людство в цілому, а також створити відповідні умови для необхідної практичної діяльності людей, протягом якої вони можуть зазнавати впливу ІВ.

Світовий досвід підтвердив відсутність науково обґрунтованого підходу до нормування радіаційного впливу на природне середовище. При цьому у багатьох країнах світу почали застосовувати або розробляють стандарти, спрямовані на захист окремих компонентів екосистем від іонізуючого випромінювання.

Радіаційна безпека та протирадіаційний захист стосовно різних видів діяльності людини ґрунтуються на основі використання таких принципів:

- будь-яка практична діяльність, що супроводжується опроміненням людей, має право здійснюватися, якщо вона приносить більше користі опроміненим особам або суспільству в цілому, порівняно із завданою шкодою (принцип виправданості);
- рівні опромінення від усіх видів господарювання не повинні перевищувати встановлений ліміт дози (принцип не перевищення);
- індивідуальні дози або кількість опромінюваних осіб стосовно певного джерела іонізуючого випромінювання мають бути настільки низькими, наскільки це можливо із врахуванням економічних і соціальних чинників (принцип оптимізації).

Найважливішу роль в удосконаленні системи нормування та радіаційного захисту докілья повинно відіграти урахування зміни радіочутливості. Проблема полягає в тому, що всі розрахунки радіаційних норм розроблені для умовно «стандартної людини» – чоловіка білої раси віком 20 років із добрим станом

здоров'я. Зрозуміло, що такої «стандартної людини» в природі не існує. Виходячи з теоретичних положень загальної екології, виділені такі види групових змін радіочутливості: расова, етнічна, популяційна, статева, вікова і фізіологічна. Наприклад, три найбільші раси світу (європеїдна, негроїдна і монголоїдна) сильно відрізняються за радіочутливістю. Відомі приклади й статевих відмінностей у радіочутливості між чоловіками і жінками.

2.3.2. Вимоги норм радіаційної безпеки в Україні

Основним нормативним документом України, який забезпечує радіаційний захист, є «Норми радіаційної безпеки України» (НРБУ-97), які введені в дію з 1 січня 1998 р. наказом Міністра охорони здоров'я України.

Сучасні норми радіаційної безпеки побудовані на системі основних принципів, критеріїв, нормативів та правил, виконання яких є обов'язковим з метою забезпечення протирадіаційного захисту людини та радіоекологічної безпеки стану довкілля. НРБУ-97 розроблені відповідно до основних положень Конституції та Законів України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення», «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку», «Про поводження з радіоактивними відходами».

В основу НРБУ-97 покладені рекомендації Міжнародної комісії з радіологічного захисту (МКРЗ), створені у 1989-1996 рр.; Міжнародні основні норми безпеки для захисту від іонізуючого випромінювання та безпеки джерел радіації (МАГАТЕ); позитивний досвід застосування Норм радіаційної безпеки у колишньому СРСР зразка 1976 та 1987 років; окремі положення Норм радіаційної безпеки Російської Федерації 1996 року; найважливіші наукові розробки вітчизняних та закордонних фахівців у галузі протирадіаційного захисту та радіаційної безпеки, а також у суміжних галузях. «Норми радіаційної безпеки України» вважаються основним державним документом, що встановлює систему радіаційно-гігієнічних регламентів з метою забезпечення прийнятних рівнів забруднення довкілля та опромінення як для окремої людини, так і суспільства взагалі. «Норми радіаційної безпеки України» поширюються на ситуації опромінення людини джерелами іонізуючого випромінювання в умовах:

- експлуатації техногенних джерел іонізуючого випромінювання;
- медичної практики;
- радіаційних аварій;

- додаткового опромінення від техногенно-підсилених джерел природного походження [1,10].

Водночас вони не поширюються на опромінення від природного радіаційного фону та опромінення в умовах повного звільнення виду практичної діяльності, що використовує джерела іонізуючого випромінювання, від регулювання. Тобто на джерела радіації, що створюють за будь-яких умов індивідуальну річну ефективну дозу до 10 мкЗв, а колективну ефективну річну дозу не більше 1 люд·Зв. Також під вимоги НРБУ-97 не підпадає космічне випромінювання, радіоактивність земної поверхні та внутрішнє опромінення людини, створене природним калієм. Уперше в НРБУ-97 розділені методичні основи протирадіаційного захисту для двох принципово відмінних ситуацій діяльності людини, що пов'язані з джерелами іонізуючого випромінювання: практична діяльність і втручання. Під практичною діяльністю розуміється поведінка з штучними джерелами іонізуючого випромінювання, спрямоване на досягнення матеріальної або іншої користі, що призводить або може призвести до передбаченого та контрольованого збільшення дози опромінення. Під втручанням необхідно розуміти такий вид людської діяльності, який завжди спрямований на зниження чи запобігання некерованого і непередбаченого опромінення у випадку радіаційної аварії або хронічного впливу техногенно-підсилених джерел природного походження. Тобто втручання – це діяльність, спрямована на зменшення існуючого рівня опромінення.

«Нормами радіаційної безпеки України» встановлені такі категорії осіб, що зазнають опромінення:

- категорія А (спеціальний персонал) – особи, які постійно чи тимчасово працюють безпосередньо з джерелами іонізуючого випромінювання;
- категорія Б (додатковий персонал) – особи, що безпосередньо не проводять робіт із джерелами іонізуючого випромінювання, проте у зв'язку з розташуванням робочих місць у приміщеннях або на промислових майданчиках об'єктів з радіаційно-ядерними технологіями можуть зазнати додаткового опромінення;
- категорія В (населення) – решта населення країни.

Крім того, є ще такі підкатегорії населення: медичний персонал і добровольці (ліквідатори). Саме для наведених категорій осіб розраховані ліміти допустимих доз (табл. 2.3) та ступені радіоактивного опромінення населення.

Ліміти дози опромінення, мЗв/рік

Ліміти дози	Категорія осіб, які зазнають опромінення		
	A ^{а) б)}	B ^{а)}	B ^{а)}
Ліміт ефективної дози ЛДе	20 ^{в)}	2	1
Ліміти еквівалентної дози зовнішнього опромінення:			
- ЛДlens (для кришталика ока)	150	15	15
- ЛДskin (для шкіри)	500	50	50
- ЛДextrim (для кистей та стоп)	500	50	-

Примітки: а) розподіл дози опромінення протягом календарного року не регламентується; б) для жінок дітородного віку (до 45 років) та для вагітних жінок діють обмеження: встановлені величини доз у 20 разів нижчі, ніж для відповідних доз категорії А; в) у середньому за будь-які послідовні 5 років, але не більше 50 мЗв за окремий рік.

Значення лімітів доз встановлені на рівнях, що унеможливають виникнення детерміністичних ефектів опромінення. Водночас вони гарантують незначну ймовірність появи стохастичних ефектів опромінення і є прийнятними як для окремих осіб, так і для суспільства в цілому. Згідно з правилами стосовно захисту персоналу у виробничих умовах від природних джерел радіації доза опромінення не повинна перевищувати 5 мЗв/рік. Під час проведення профілактичних медичних рентгенологічних досліджень річна доза опромінення населення не може бути вищою за 1 мЗв. Є низка інших вимог, що обмежують рівень природно-техногенного опромінення населення як за нормальних умов, так і за умов радіаційної аварії. Отже, для персоналу ефективна доза за період трудової діяльності (50 років) становить $50 \cdot 20 = 1000$ мЗв (1 Зв), а ефективна доза впродовж життя для населення (70 років) становить 70 мЗв. Цей рівень відповідає концепції безпечного проживання.

Співвідношення доз опромінення з небезпечними і допустимими рівнями опромінення людини є таким:

- ✓ 100 мЗв – допустиме разове аварійне опромінення населення категорії Б;
- ✓ 250 мЗв – допустиме разове аварійне опромінення персоналу (кат. А), при цьому відсутні явні ефекти ураження;
- ✓ 750 мЗв – величина одноразової дози, за якої не виникає серйозних відхилень у стані здоров'я, це нижчий рівень розвитку легкого ступеня променевої хвороби. Ця доза визнана МКРЗ і національними комісіями радіаційної безпеки і є тим порогом, вище якого виникають нестохастичні ефекти

опромінення;

- ✓ 4,5 Зв – величина середньої смертельної дози (50% виживання, тобто гине 50% опромінених);
- ✓ 6 Зв – мінімальна абсолютно смертельна доза, що характеризує граничні можливості захисних механізмів організму;
- ✓ 10 Зв – 100% летальність серед опромінених.

2.3.3. Поділ забрудненої території України на радіоекологічні зони

У березні 1991 р. було прийнято Закон України «Про правовий режим території, яка піддається радіоактивному забрудненню внаслідок Чорнобильської катастрофи», який установлює рівні забруднення місцевості і вид екологічної зони, умови проживання і роботи населення в цих зонах.

Забрудненою вважається територія, проживання на якій може призвести до опромінення населення більше 1 мЗв/рік понад природний доаварійний фон. Таким чином на території України виділяються 4 радіоекологічні зони:

- 1) зона відчуження – 30-кілометрова зона навколо ЧАЕС, з якої було евакуйовано населення в 1986 р.;
- 2) зона безумовного (обов'язкового) відселення – це територія, де людина може одержати додаткову дозу опромінення більше 5 мЗв/рік, крім дози, яку вона одержувала в доаварійний період;
- 3) зона гарантованого добровільного відселення – це територія, де людина може одержати додаткову дозу опромінення більше 1 мЗв/рік до природного доаварійного;
- 4) зона посиленого радіоекологічного контролю – це територія, де людина може одержати додаткову дозу опромінення не більше 1 мЗв/рік понад доаварійний період.

Крім того, у законі дані визначення радіаційно небезпечних земель і радіоактивно забруднених земель. Радіаційно небезпечні землі – це землі, на яких неможливе подальше (постійне) проживання населення, одержання сільськогосподарської та іншої продукції або, які недоцільно використовувати за екологічними умовами. Такі землі підлягають вилученню із сільськогосподарського обігу. До них відносять території 1 та 2 радіоекологічної зони. Радіоактивно забруднені землі – це землі, які вимагають проведення

заходів радіаційного захисту та іншого спеціального втручання, спрямованого на обмеження додаткового опромінення і забезпечення нормальної господарської діяльності. До них належать території 3 та 4 зон. У законі розглянуті види діяльності, які заборонені в кожній із цих зон, і використання цих земель.

Контрольні запитання та завдання:

- 1. Що таке безпечна доза опромінення, як змінювалися поняття про неї протягом розвитку науки? Яка доза вважається безпечною сьогодні?*
- 2. Назвіть принципи радіаційної безпеки.*
- 3. Який основний нормативний документ України в галузі радіаційної безпеки? Згадайте його принципові положення.*
- 4. На які категорії щодо опромінення поділяється населення? Назвіть ліміти доз для цих категорій.*
- 5. Що таке радіоекологічні зони? Чим визначаються їх межі?*

3. РАДІОМЕТРИЧНА ЗЙОМКА

3.1. Атомна енергетика та її вплив на довкілля

3.1.1. Виробництво ядерної енергії

Станом на 2021 рік більше ніж половина всієї енергії, що вироблялася в Україні, припадала на частку атомних електростанцій (АЕС). За кількістю електричної енергії, що виробляється на АЕС Україна посідає п'яте місце в Європі після Франції, Великобританії, Росії та Німеччини. Атомна галузь відіграє значну роль в економіці України.

На сьогодні в Україні експлуатуються 15 блоків на чотирьох діючих АЕС (табл. 3.1). Запорізька АЕС із потужністю 6 млн кВт вважається найбільшою на європейському континенті. ЗАЕС з 4 березня 2022 року захоплена російськими військовими. РФ розміщує на майданчику станції військову техніку та боєприпаси. Обстрілюють росіяни й саму станцію, руйнуючи ЛЕП, спричиняючи відключення енергоблоків. МАГАТЕ закликає Росію негайно повернути Запорізьку АЕС під повний контроль України.

Діючі АЕС України

Назва АЕС	Тип реактора	Кількість блоків	Загальна потужність, МВт
Запорізька	ВВЕР-1000	6	6000
Південноукраїнська	ВВЕР-1000	3	3000
Хмельницька	ВВЕР-1000	1	1000
Рівненська	ВВЕР-1000 (1 реактор), ВВЕР-440 (2)	3	1880

Перший та другий блоки Чорнобильської АЕС (реактор типу РБМК) зупинені у 1996 році, а третій блок – у 2000 році.

У сучасних ядерних реакторах використовується реакція поділу, що супроводжується виділенням енергії. Властивість до поділу та самопідтримуваної ланцюгової реакції мають уран-235, уран-233, плутоній-239, плутоній-241 та інші нукліди трансуранових елементів з парним атомним номером та непарним значенням маси.

Для забезпечення роботи АЕС необхідне добування уранової руди, подрібнення й видобування з неї урану, переробка його в збагачене ядерне паливо, виготовлення паливних елементів (ТВЕЛів) і використання їх у ядерних реакторах, переробка і поховання радіоактивних відходів.

Зазначені стадії входять у так званий ядерний паливний цикл (ЯПЦ). До них додається також транспортування радіоактивних матеріалів для забезпечення всіх цих стадій.

Уранова промисловість займається видобуванням, переробкою, збагаченням урану і виробництвом ядерного палива. Радіохімічна промисловість займається переробкою ядерного палива. Відпрацьовані ТВЕЛи надходять на підприємство регенерації, де відбувається виділення урану і плутонію, а також продуктів поділу урану, які надалі можуть бути використані як джерела випромінювання.

На кожному з цих етапів можливе забруднення навколишнього середовища.

Уран – це основний енергоносіє ядерної енергетики, що виробляє близько 20% світової електроенергії. Уранова промисловість охоплює всі стадії виробництва урану, включаючи розвідку родовищ, їх розроблення й збагачення

руди. Переробку урану в паливо для реакторів можна розглядати як галузь уранової промисловості.

Загальносвітові надійно розвідані ресурси урану, який можна було б виділити з руди за собівартістю не вище 100 дол. за кілограм, оцінюються приблизно в 3,3 млрд кг U_3O_8 . Приблизно 20% з них припадає на Австралію (близько 0,7 млрд кг U_3O_8 , див. рис. 3.1), за якою ідуть США (близько 0,45 млрд кг U_3O_8). Значними ресурсами для виробництва урану володіють ПАР і Канада [10, 11].

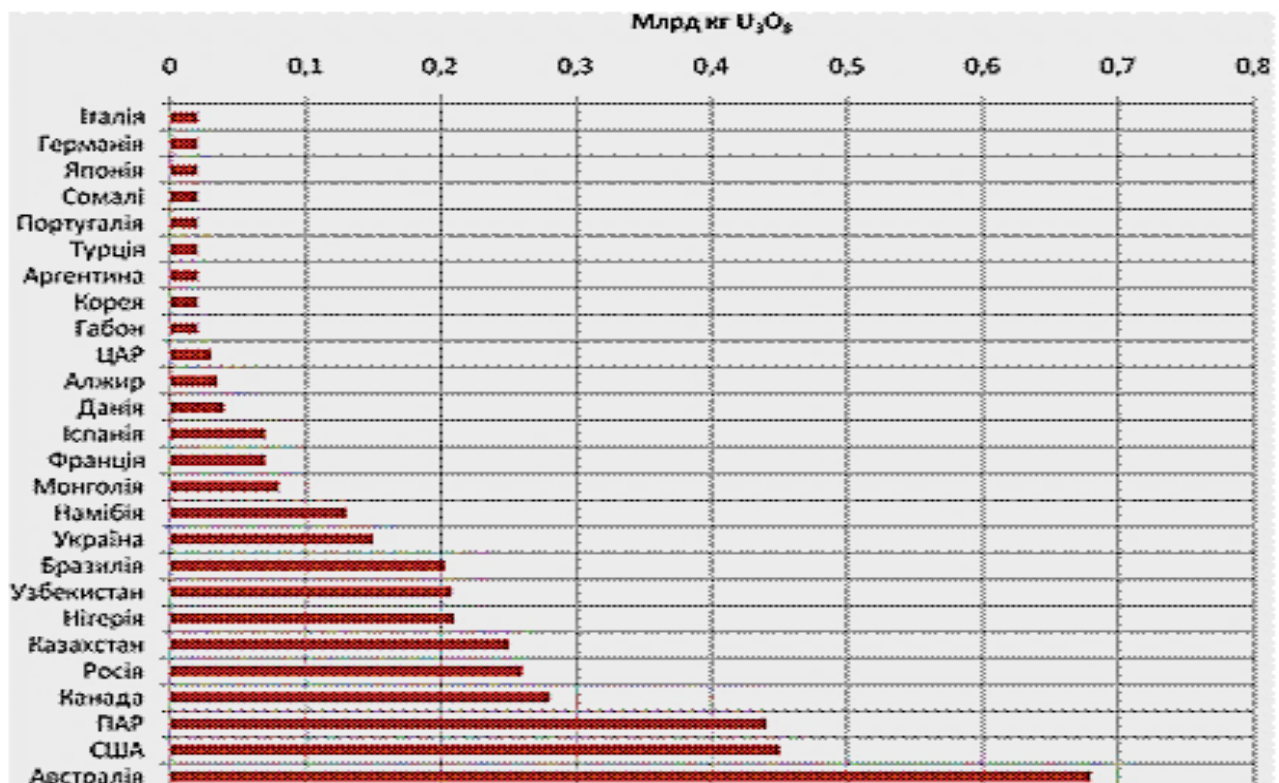


Рис. 3.1. Світові запаси урану

Основні етапи виробництва урану – це видобуток руди підземним або відкритим способом, збагачення (сортування) руди й видобування урану з руди шляхом вилуговування.

Видобування урану. На руднику уранову руду видобувають із гірського масиву буро-вибуховим способом, сортують і подрібнюють, а потім переводять у розчин сильної кислоти або в лужний розчин. Розчин, що містить уран, відокремлюють від нерозчинених частинок, концентрують і очищують сорбцією на іонообмінних смолах або екстракцією органічними розчинниками. Потім концентрат, як правило, у формі оксиду U_3O_8 , який називається жовтий кек,

осаджують із розчину, сушать і укладають у сталеві ємності місткістю близько 1000 л.

Для видобування урану з пористих руд осадового походження часто застосовується метод вилуговування на місці. По шпаринах, пробурених у рудному тілі, безупинно проганяють лужний або кислий розчин. Цей розчин з ураном, що перейшов до нього, концентрують і очищають, а потім з нього осадженням одержують жовтий кек.

Концентрат природного урану – жовтий кек – це вихідний компонент ядерного паливного циклу. Для перетворення природного урану в паливо, що відповідає вимогам ядерного реактора, потрібні ще три етапи: перетворення в UF_6 (тверда речовина, що займається при кімнатній температурі й нормальному тиску, при підвищеному тиску – плавиться), збагачення урану й виготовлення тепловиділяючих елементів (ТВЕЛів).

П'ять найбільших виробників урану (Казахстан, Канада, Австралія, Нігер і Намібія) разом можуть давати більш ніж 50 тис. т UF_6 на рік.

Забруднення навколишнього середовища починається вже на цьому етапі. Опромінення населення, що проживає поблизу уранових рудників і гідрометалургійних заводів пов'язане із впливом урану та дочірніх продуктів його розпаду (в основному – радону). Основним джерелом радіоактивного забруднення є відходи при переробці руди, які зберігаються у хвостосховищах.

Збагачення урану. На наступному етапі ядерного паливного циклу підвищується вміст ^{235}U в UF_6 . Природний уран складається із трьох ізотопів: уран-238 (99,28%), уран-235 (0,71%) і уран-234 (0,01%). Для реакції поділу в ядерному реакторі необхідний більш високий вміст ізотопу U-235. Збагачення урану здійснюється двома основними методами поділу ізотопів: газодифузійним методом і методом газового центрифугування.

Виготовлення твелів. Із збагаченого UF_6 шляхом гідролізу отримують UO_2F_2 , який обробляють гідроксидом амонію. В осад випадає диуранат амонію, який відфільтровують та обпалюють, отримуючи UO_2 . Його пресують і спікають у вигляді невеликих керамічних таблеток. Таблетки вкладають у трубки із цирконієвого сплаву і одержують паливні стрижні, (ТВЕЛи), які з'єднують приблизно по 200 штук у закінчені паливні складові, готові для використання на АЕС.

У реактор типу ВВЕР завантажуються близько 70 т таких ТВЕЛів (а у РБМК

– близько 180 т), які згодом перетворюються на високорадіоактивні відходи.

Переробка ядерного палива. Відпрацьоване ядерне паливо дуже радіоактивне й вимагає особливих запобіжних заходів при зберіганні й видаленні у відходи. В принципі, його можна переробити, відокремивши продукти розподілу від залишків урану й плутонію, які повторно можуть служити ядерним паливом. Але така переробка дорого коштує, й відповідні комерційні підприємства є лише в деяких країнах, наприклад, у Франції й Великобританії.

Схема переробки відходів на радіохімічному заводі включає такі стадії: зберігання відходів у рідкій формі для зниження залишкового тепловиділення; твердіння рідких відходів і тимчасове зберігання у контрольованих умовах (сталий тиск, температура, вологість); остаточне поховання затверділих відходів у стабільних геологічних формаціях, за які можна використовувати глибокі гранітні чи сольові шахти.

Даний етап є найбільш радіаційно небезпечним у всьому ЯПЦ. Більша частина радіонуклідів, що надходить в атмосферу, розсіюється поблизу радіохімічного заводу (вже на відстані 20 км доза зменшується у 10 разів). Однак радіонукліди, для яких характерний високий ступінь міграції (^{14}C , ^{85}Kr , ^3H , ^{129}I), розсіюються на великих відстанях за відносно короткий час.

Найбільшу небезпеку при витримуванні відходів упродовж 10–600 років становлять ^{137}Cs та ^{90}Sr , але починаючи з 300–400 років головну небезпеку становлять актиноїди, що містяться у відходах ^{241}Am , ^{243}Am , ^{237}Np , ^{239}Pu . Через наявність трансуранових елементів необхідна надійна ізоляція відходів на тривалий час.

Виробництво енергії на АЕС. Це основна стадія ЯПЦ. Ця ланка значно виділяється у всьому циклі з точки зору проблем забезпечення радіаційної безпеки населення.

У результаті роботи АЕС утворюються радіоактивні відходи трьох типів: газоаерозольні, рідкі й тверді. У навколишнє середовище викидаються (після проходження систем очищення) тільки газоподібні і частково аерозольні й рідкі відходи. Тверді відходи зберігаються на майданчику АЕС, а далі відправляються на поховання.

Значний вклад у забруднення біосфери вносять такі довгоіснуючі радіонукліди, як вуглець-14, криптон-85, тритій і йод-129, що містяться в газоаерозольних викидах.

Населення, яке проживає в зоні 1–10 км від АЕС, одержує ефективні дози, у багато разів більші, ніж за рахунок природного радіаційного фону, тому середню ефективну дозу опромінення при нормально працюючій АЕС можна взяти такою, що дорівнює 0,001 мЗв/рік.

3.1.2. Міжнародна шкала подій на АЕС

Серед надзвичайних ситуацій особливе місце посідають аварії з викидом радіоактивних речовин. Радіоактивне забруднення місцевості викликає необхідність термінової евакуації населення, промислових підприємств, проведення заходів з дезактивації, що потребують значних затрат, може призвести до численних жертв і захворювань серед населення.

На цей час аварії з викидом радіоактивних речовин можливі на всіх етапах ядерного паливного циклу.

З метою систематизації радіаційних наслідків аварій на АЕС і формування єдиного підходу і їх класифікації в МАГАТЕ розроблені відповідні рекомендації. Ці рекомендації вводять шкалу аварій різного типу і подій на АЕС на підставі кількісної характеристики одного з основних параметрів аварії – значення радіоактивного викиду в навколишнє середовище. Роль визначального радіонукліда виконує ^{131}I . Відповідно до запропонованої шкали розрізняють 8 типів аварій і подій на АЕС. Відлік починається з нульового рівня, куди відносять події, що не мають істотного значення для безпеки.

До 1–3-го рівнів належать події або інциденти незначної, середньої і серйозної тяжкості, що не мають радіаційних наслідків для населення, тобто без викиду радіоактивних речовин. Події з 4-го по 7-й рівень – це аварії з викидами радіоактивних речовин у межах АЕС, з ризиком для навколишнього середовища, важкі й глобальні, тобто такі, що порушують територію більше ніж однієї країни. Ймовірність катастрофічних аварій на АЕС становить один випадок на 10 років.

Усього за час існування атомної енергетики зареєстровано понад 800 подій на АЕС різної складності і з різними наслідками, аварій з викидом радіоактивних речовин зафіксовано 296. Щорічно у світі відбувається в середньому 45 пожеж на АЕС. Зараз же особлива небезпека роботі АЕС іде від російської агресії на нашій землі. Це і захоплення АЕС, ракети та інші бойові дії поруч з атомними електростанціями, розграбування моніторингового обладнання на території

ЧАЕС.

Особливі умови радіоактивного забруднення виникають при аваріях на атомних підводних човнах. У разі аварії на космічних об'єктах радіоактивні продукти розсіюються на величезній території.

Аварії на Чорнобильській АЕС (1986 рік) та Фукусимі (2011 рік) мали найвищий 7 рівень. Події на Три Майл Айленд (1979 рік) – 5 рівень згідно зі шкалою Міжнародних ядерних подій (*INES*, скор. *International Nuclear Event Scale*).

3.1.3. Аварія на Чорнобильській АЕС

Загальна характеристика АЕС. Чорнобильська АЕС розташована за 18 км від міста районного значення Чорнобиль Київської області на березі р. Прип'яті, що впадає в р. Дніпро (150 км на північ від м. Києва).

За своїм рельєфом, кліматом, рослинним покривом район аварії належить до Білорусько-Українського Полісся. Переважні вітри – західні й північно-західні, зі швидкістю 3–5 м/с. Але 26 квітня 1986 року при аварії мали місце аномальні явища: панували слабкі східні й південні вітри (напрямок 100–180° на висоті 0–6 км). Це обумовило зону близьких випадінь аерозолів у північно-західному й північно-східному напрямках.

Загальна чисельність населення у 30-кілометровій зоні навколо АЕС була понад 100 тис. осіб (середня щільність населення – 70 осіб/км²). Близько 50 тис. осіб проживали в м. Прип'яті, більше 12 тис. осіб – у м. Чорнобилі. Обслуговуючий персонал АЕС нараховував близько 6,5 тис. осіб.

Будівництво Чорнобильської АЕС було почато в січні 1970 року. На момент аварії в експлуатації перебували 4 енергоблоки першої й другої черги.

3-й і 4-й енергоблоки – це друге покоління атомних станцій цього типу й, на відміну від 1-го й 2-го енергоблоків, розташовувалися не окремо один від одного, а в окремому будинку, тобто розділялися тільки внутрішніми стінами й службовими приміщеннями.

Реактор 4-го блоку був серійним, типу РБМК-1000. Це реактор на теплових нейтронах, сповільнювачем у якому є графіт, теплоносієм є кипляча легка вода. Реактор розміщувався в наземній бетонній шахті розміром 21,6×21,6×25,6 м. Графітова кладка була укладена в циліндричний корпус товщиною 30 мм.

Реактор спирався на бетонну підставу, під якою розташовувався басейн-барботер системи локалізації аварії.

Спрощено активна зона РБМК-1000 являла собою циліндр діаметром 14 м і висотою 7 м. Усередині цей циліндр був заповнений ядерним паливом і графітом.

До моменту аварії активна зона реактора 4-го енергоблоку містила 1659 касет із ТВЕЛами, 75% яких пропрацювали 600 ефективних діб. Загальна активність наближалася до граничної величини і становила 10^{10} Кі.

Кругообіг води в реакторі здійснювався шістьма працюючими й двома резервними головними циркуляційними насосами (ГЦН). Реактор РБМК-1000 оснащений регуляторами ланцюгової реакції, приладами системи контролю й керування.

Реактор мав також протиаварійні системи. Насамперед це система керування й захисту реактора (СУЗ). Вона забезпечувала пуск, автоматичне й ручне регулювання потужності, планову й аварійну зупинку реактора. Аварійна зупинка здійснювалася за сигналами аварійного захисту (АЗ) або при натисканні спеціальної кнопки.

У випадку розриву труб контуру багаторазової примусової циркуляції (КБПЦ), по якому проходить теплоносій, повинна включатися система аварійного охолодження реактора (САОР). Протягом 45 секунд подавати воду з гідроємностей у технологічні канали до постійної подачі води від спеціальних насосів.

Причини аварії. 25 квітня проводилася підготовка для зупинки 4-го енергоблоку на планово-примусовий ремонт. Під час зупинки блоку передбачалося провести випробування з відключеними системами захисту реактора в режимі повного знеструмлення устаткування АЕС. Для вироблення електроенергії передбачалося використовувати механічну енергію вибігання ротора турбогенератора (обертання по інерції). Передбачалося, що якщо АЕС із якої-небудь причини знеструмиться, то зупиняться всі механізми, у тому числі й насоси, які прокачують охолоджену воду через активну зону реактора, що могло призвести до її розплавлення. Тому було вирішено провести такий експеримент.

Причиною аварії став збіг багатьох факторів. Основними порушеннями регламенту й помилками при проведенні експерименту були такі:

- 1) експеримент проводився при працюючому реакторі, у нестабільному режимі роботи, при відключеній системі аварійного охолодження реактора;
- 2) з активної зони були витягнуті стрижні-поглиначі «непорушного запасу» (у нижньому положенні залишилися 6 стрижнів замість 28–30);
- 3) помилково була відключена система локального автоматичного регулювання, що призвело до провалу потужності;
- 4) відключення енергоблоку від аварійного електроживлення й від енергосистеми.

Хід аварії. 26 квітня 1986 року о 1 год. 23 хв. відбулася аварія на 4-му блоці ЧАЕС, що супроводжувалася руйнуванням активної зони реактора та частини реакторного будинку й покрівлі машинного залу. Через пролами в будинку на територію АЕС була викинута значна кількість робочих каналів, таблеток двоокису урану, шматків графіту, уламків конструкцій.

Викид радіонуклідів за межі аварійного блоку являв собою розтягнутий у часі процес, який можна поділити на наступні 4 стадії:

- 1) перша стадія (початковий викид): при вибуху відбувся механічний викид диспергованого палива з реактора. Склад радіонуклідів на цій стадії відповідає їх складу у паливі, але збагачений леткими ізотопами йоду, телуру, цезію. Викинуто до 25 % всієї активності реактора;
- 2) друга стадія (період охолодження): з 26 квітня по 2 травня. Характеризувалася зниженням майже в 6 разів викидів активності, горінням графіту, виділенням летких продуктів поділу. У результаті поступового розігріву палива відбулося підвищення температури до 1800 °С.
- 3) третя стадія (період розігріву): з 2 по 6 травня. Відбувалося швидке наростання потужності викиду продуктів розпаду за межі реакторного блоку, що обумовлювалося нагріванням палива в активній зоні до температури понад 2000 °С. Спостерігається викид летких речовин (в основному йоду).
- 4) четверта стадія (різке падіння): після 6 травня. Характеризується швидким зменшенням викидів радіонуклідів внаслідок стабілізації та зниження температури палива, а також внаслідок розплавлення опорної плити й виходу розплавленого палива в підреакторний простір. Крім того, допомогло засипання аварійного реактора нейтралізуючими тепловідводними і фільтруючими матеріалами (карбід бору, доломіт, глина, свинець, пісок).

Радіоактивні зони формувалися за рахунок продуктів поділу ізотопів

плутонію, трансуранових елементів [16].

Близько 50 т ядерного палива було викинуто вибухом в атмосферу у вигляді дрібнодисперсних частинок двоокису урану, високоактивних радіонуклідів йоду-131, плутонію-239, нептунію-139, цезію-137, стронцію-90 й багатьох інших радіоактивних ізотопів. Ще близько 70 т було викинуто з периферійних ділянок активної зони бічними променями вибуху на дах деаераторної етажерки й машинного залу енергоблоку, на пристанційну територію. Приблизно 50 т ядерного палива й близько 800 т графіту (з 1700 т) залишилися в шахті реактора (графіт, що залишився в шахті, у наступні дні повністю вигорів).

Крім паливних частинок, були також викинуті: практично 100% благородних газів, до 25% цезію-137, при цьому більше 40% випало на території колишнього СРСР і близько 30–35% – на території інших країн.

Сумарний викид продуктів поділу з урахуванням розпаду склав близько 50 МКі (на 6.05.1986 р.), що відповідає приблизно 3,5% загальної кількості радіонуклідів, що перебували в активній зоні реактора на момент вибуху.

Ліквідація наслідків аварії. Хід ліквідації наслідків аварії на будь-якій АЕС можна умовно поділити на три етапи:

- 1) гострий, до моменту повної локалізації викидів радіонуклідів з реактора. Для ЧАЕС він тривав з 26 квітня по 14 листопада 1986 р., тобто до моменту створення саркофага;
- 2) етап ліквідації явних наслідків аварії. У цей час проводяться основні дезактиваційні заходи. Для ЧАЕС він тривав з 1987 по 1990 рік;
- 3) етап довгострокових планових заходів щодо зменшення впливу негативних причин на життєдіяльність потерпілих людей і наступних поколінь. Для ЧАЕС він триває з 1991 р. до наших днів.

Роботи з локалізації джерела радіації шляхом засипання нейтралізуючими тепловідводними і фільтруючими матеріалами (карбід бору, доломіт, глина, свинець, пісок) проводилися в період з 27 квітня по 5 травня. Для виконання цього завдання залучалося близько 68 вертольотів і 1500 чоловік, 180 одиниць різної техніки, річкові судна, залізничні состави. Доставка і скидання матеріалів здійснювалися вертольотами, які зависали на висоті 200 м. Усього було скинуто 4668 т матеріалів.

Після гасіння масових викидів радіонуклідів 6 травня до спорудження

саркофага (сховища) діяли локальні джерела викидів радіоактивних продуктів – газоподібних, летких і аерозольних, які проривалися зі зруйнованого реактора.

Об'єкт «Укриття». Або більш відомий як саркофаг було побудовано ще у кінці 1986 року. Головними недоліком конструкції об'єкта була недостатня міцність старих конструкцій, на які спираються основні й знову створені конструкції; негерметичність. У 2019 році було здано в експлуатацію Новий Чорнобильський саркофаг або Новий безпечний конфайнмент (скор. НБК, англ. *New Safe Confinement* – «Нова захисна оболонка»). Це дуже серйозний міжнародний проєкт, у котрому брали участь 45 країн. Загальна вартість НБК – 1,5 млрд євро. Із них 1,41 млрд євро – міжнародна допомога, ще 105,9 млн євро – внесок України. Його арка – це найбільша рухома наземна споруда.

Наслідки аварії. Радіаційна ситуація при аварії на ЧАЕС розвивалася таким чином. Відповідно до метеорологічних умов протягом перших двох–трьох діб після аварії потужний струмінь повітря поширювався в північно-західному, північному і північно-східному напрямках. Найпотужніша радіоактивна хмара пройшла над білоруським Поліссям, залишивши там до 70% своєї сумарної радіоактивності.

Західний слід охопив Київську, Житомирську області, північ Рівненської та північно-східну частину Волинської областей. Південний слід зумовив забруднення радіонуклідами Київської, Черкаської, Кіровоградської, частково Вінницької, Одеської та Миколаївської областей. Від південного сліду відійшов ще один слід у західному напрямі й зумовив радіоактивне забруднення частини Вінницької, Хмельницької, Тернопільської, Івано-Франківської та Чернівецької областей. Значні площі забруднення радіонуклідами, пов'язані зі східним слідом, виявляються в західній і північно-східній частинах Чернігівської області, на півночі Сумської області, в Донецькій, Луганській і Харківській областях.

Смуга найбільшого радіоактивного забруднення (5 Кі/км^2) простягається Українським Поліссям на захід від міста Прип'ять, охоплюючи північні частини Київської, Житомирської і Рівненської областей. Причому щільність забруднення з просуванням на захід помітно зменшується. Приблизно у 30 кілометрах на схід від Овруча суцільна смуга надзвичайно високого радіоактивного забруднення (до $15\text{--}40 \text{ Кі/км}^2$) розгалужується на дві частини – одна, більш забруднена, йде на південний захід до Коростеня, друга – окремими великими ареалами – простягається на захід. На північний захід від Коростеня

пролягає третя смуга надзвичайно високого забруднення, яка також простягається на захід.

Ще інша смуга надзвичайно високого забруднення радіонуклідами з північного сходу і півночі безпосередньо наближається до Києва і частково захоплює його північно-східну частину (житловий район Троєщина), а також проходить через його міста-супутники Вишгород і Димер.

За період до 10 травня 1986 р. відбулося формування зони радіоактивного забруднення. Остаточний радіоактивний слід сформувався до 12 травня.

У результаті поширення радіоактивної хмари на території Європи у цілому ряді країн радіоактивний фон підвищувався. Орієнтовні дані ступеня забруднення окремих країн наведено в табл. 3.2.

Таблиця 3.2

Забруднення окремих країн Європи внаслідок аварії на ЧАЕС

Країна	Потужність дози, мкЗв/рік	Поверхнева активність, Бк·м ²
Швеція	4,5	$1,7 \cdot 10^5$
Польща	4,06	$2 \cdot 10^5$
Фінляндія	3,33	$1,2 \cdot 10^5$
Німеччина	2,25	-
Австрія	2,07	-
Югославія	1,35	-
Швейцарія	1,17	$7 \cdot 10^3$
Угорщина	0,387	$1,2 \cdot 10^5$
Норвегія	0,198	$8 \cdot 10^4$
Нідерланди	0,108	$3 \cdot 10^3$
Люксембург	0,063	-
Данія	0,018	$3 \cdot 10^3$
Чехословаччина	0,018	-
Ізраїль	0,018	-

Найбільше підвищення фону внаслідок опадів спостерігалось в Швеції, в Польщі, Фінляндії, ФРН і Австрії. У Швеції і Фінляндії вони були зареєстровані вже вранці 28.04.1986 р. Підвищення радіаційного фону у Європі змусило керівництво колишнього СРСР признати цю трагедію. Якщо б не міжнародна реакція на цю трагедію, то про цей вибух та його наслідки ми би дізналися тільки після розпаду Радянського Союзу. У середньому перевищення становило

близько 50% річної дози від природного фону, у ряді країн – від 1 до 25%. Пізніше радіоактивне забруднення досягло Китаю, Японії, США, Канади. За 10–14 діб дрібнодисперсні частинки обійшли земну кулю і поширилися в Північній півкулі. В Україні від аварії на ЧАЕС постраждало 3 361 870 осіб (у т. ч. 1 152 073 дітей). Участь у ліквідації приймало 346 315 осіб. Площа забруднення – 50,5 тис. км². У тому числі площа відчуження 2,12 тис. км (12 областей, 2293 населених пунктів). З 30-кілометрової зони евакуйовано 91,2 тис. осіб. У момент аварії на чотирьох енергоблоках АЕС працювали 176 людей. Крім того, у 1,5 км до південно-сходу на майданчику 5-го й 6-го енергоблоків у нічну зміну працювали 268 будівельників і монтажників. Частина працюючого персоналу одержала дози опромінення 600–1600 бер, а також опіки при гасінні пожежі. Чисельність населення, що одержала внутрішнє опромінення (щитовидної залози) більше 30 бер – близько 150 тис. осіб. 29 працівників АЕС і пожежників загинули від гострої променевої хвороби в період 1986–1989 рр. Дві людини загинули від каліцтв, отриманих у результаті обвалу конструкцій і опіків. Вже пройшло більше 35 років після цієї жахливої трагедії, але навіть на сучасній мапі ми можемо побачити майже 1000 кратно перевищення середнього фону на ділянках поруч з ЧАЕС (рис. 3.2) [11, 12].

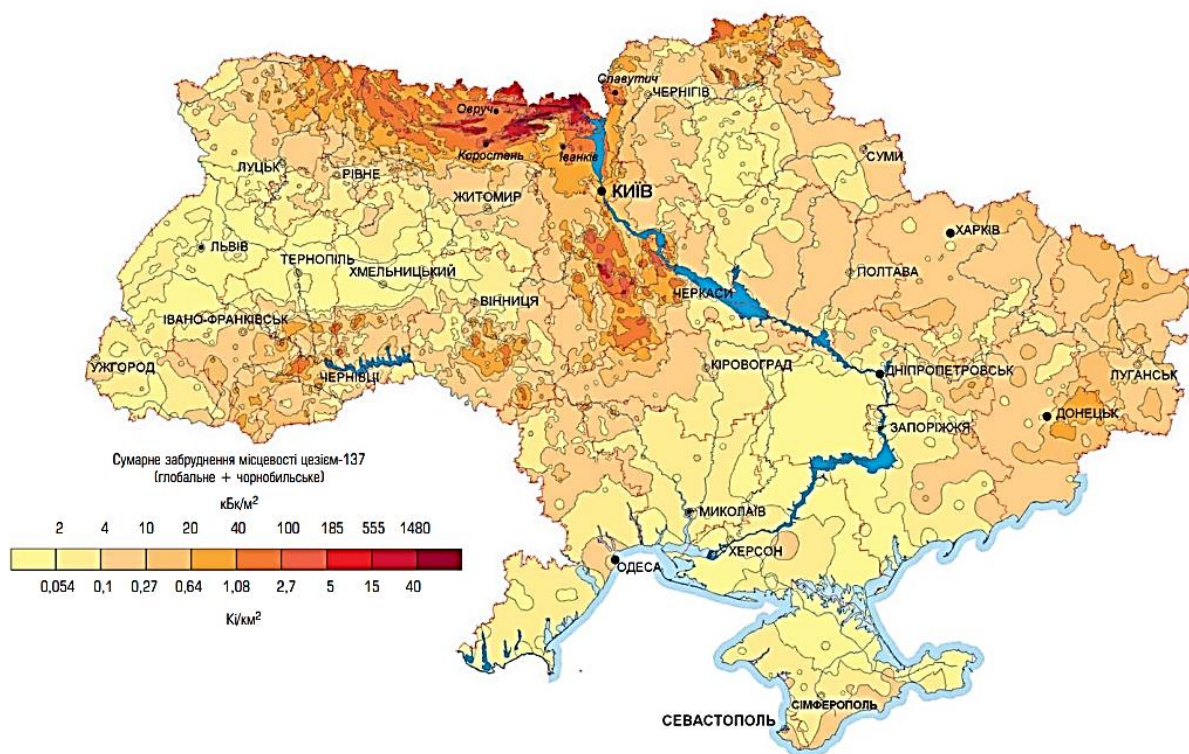


Рис. 3.2. Стан забруднення території України ¹³⁷Cs

Вплив бойових дій в Україні на радіаційний фон навколо ЧАЕС. Необхідно розуміти специфіку Чорнобильської зони. Будь-яке втручання є радіаційно небезпечним. Навіть регулярні регламентні роботи там проводяться так, щоби не призвести до інтенсифікації процесів міграції радіонуклідів. Саме тому на кожному об'єкті Чорнобильської зони робота з радіоактивними матеріалами жорстко регулюється. Будь-яка діяльність поза межами регламенту підвищує ризик надходження радіонуклідів у довкілля.

Такій підхід звичайно був невідомим російським загарбникам, які для наступу у кінці лютого 2022 обрали цю територію. Це не дивно, тому що це один з найкоротших шляхів для наступу з території Білорусі. Рівень знань російських військових просто дивує. У них й гадки не було про радіаційну небезпеку. Як сказав російський генерал полковник Володимир Шаманов – рудий ліс («горелый») – це брехня. Партизани займали ці позиції «ще під час Великої Вітчизняної війни і жодної променевої хвороби не було». У сеті можна побачити їх окопи поруч з ЧАЕС. Вони збиралися там зробити військові бази боєприпасів та техніки. Логіка у їх діях теж була. Щось про радіацію їм теж було відомо, і вони розуміли, що Українські військові не будуть вести бойові дії поруч з таким «небезпечним об'єктом». Але небезпека зберігання військових снарядів поблизу укриття дуже велика. Там все могло статися. Якість всього російського всім відома. Ці снаряди могли й самі здетонувати. Наслідки цього були б жахливі. Добре, що вони тікали з великими дозами опромінення, але погано те, що вони не усвідомлюють ту небезпеку, як у можуть принести ядерні об'єкти.

Контрольні запитання та завдання:

- 1. Що являє собою ядерний паливний цикл? Яка з його стадій є найнебезпечнішою?*
- 2. Дайте характеристику Міжнародної шкали подій на АЕС?*
- 3. Які особливості аварій на АЕС?*
- 4. Охарактеризуйте аварію на Чорнобильській АЕС?*
- 5. Яких заходів щодо ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС було вжито?*
- 6. Чи можна казати, що завдяки Новому безпечному конфайнменті (Нової захисної оболонки) ЧАЕС перетворилась у безпечну екологічну систему?*
- 7. Чи є радіаційна небезпека зони відчуження у наші дні?*
- 8. Як вплинули бойові дії в Україні на радіаційний фон навколо ЧАЕС?*

3.2. Організація радіаційного контролю

Радіаційний контроль – це контроль за дотриманням норм радіаційної безпеки і основних санітарних правил, одержання інформації про рівень опромінення людей, ступінь забруднення продуктів харчування, а також про стан радіаційної обстановки на підприємствах і в навколишньому середовищі.

Радіаційний контроль здійснюють на всіх підприємствах, які використовують джерела іонізуючого випромінювання.

Найбільших обсягів і значення набуває радіаційний контроль навколишнього середовища при випадінні радіоактивних продуктів ядерного поділу (наприклад, при аваріях на радіаційно небезпечних об'єктах).

Для оцінки радіаційної обстановки потрібні прилади, які могли б реєструвати величину радіоактивного опромінення.

3.2.1. Методи виявлення і реєстрації ІВ

Виявлення і вимірювання інтенсивності іонізуючих випромінюваних радіоактивних речовин і джерел випромінювання ґрунтуються на їх здатності іонізувати речовину середовища, в якій це випромінювання поширюється. Іонізація, у свою чергу, є причиною фізичних і хімічних змін у речовині, які можуть бути виявлені і виміряні. До таких змін середовища відносять зміну електропровідності речовин (газів, рідин, твердих матеріалів), люмінесценцію речовин, засвічування фотоплівки, зміну забарвлення, прозорості, опірності електричному струму хімічних розчинів та ін.

Залежно від того, які з цих змін реєструються, використовують такі основні методи:

- іонізаційний (за величиною струму іонізації);
- хімічний (за ступенем зміни кольору індикатора);
- фотографічний (за ступенем почорніння фотошару);
- сцинтиляційний (за ступенем світіння люмінофора).

Іонізаційний метод. Суть методу полягає в тому, що під впливом ІВ в ізолюваному об'ємі відбувається іонізація газу, у результаті чого збільшується його електропровідність (утворюються позитивні і негативні іони). Якщо в цей об'єм помістити два електроди, на які подати сталу напругу, то між ними

утвориться електричне поле, під дією якого в іонізованому газі виникне спрямований рух заряджених частинок, тобто через газ проходитиме іонізований електричний струм, величина якого визначається потужністю джерела випромінювання.

Хімічний метод ґрунтується на вимірюванні виходу радіаційно-хімічних реакцій, які відбуваються під впливом іонізуючого випромінювання. Кількісно результат впливу випромінювання оцінюється за радіаційно-хімічним виходом. Під виходом реакції розуміють кількість характерних перетворень (знову утворених атомів, іонів і т. д.) на 100 еВ поглиненої енергії.

Основним елементом приладу, який використовує даний метод, є хімічний детектор. Хімічні детектори використовують водні розчини (такі детектори прості, але мають низьку чутливість), сполуки на основі хлорзаміщених вуглеводів (більш висока чутливість забезпечується виникненням у речовині детектора ланцюгових реакцій).

Перевага методу полягає в можливості вибору для хімічних детекторів таких речовин, які за реакцією на випромінювання мало відрізняються від тканин людського організму.

Фотографічний метод спирається на властивість ІВ впливати на чутливий шар фотоматеріалів аналогічно видимому світлу. Для цього використовують спеціальні фотоплівки, які являють собою целулоїдну підкладку з нанесеною на неї з одного чи обох боків світлочутливою емульсією. До складу світлочутливої емульсії входить бромисте або хлористе срібло (AgBr , AgCl), рівномірно розподілене в шарі желатину. Якщо фотоплівку, поміщену у світлонепроникну камеру, піддати впливу гамма-променів, а далі проявити, відбувається її почорніння. Густина почорніння пропорційна інтенсивності опромінення. Дозу опромінення, одержану плівкою, визначають, порівнюючи густину почорніння з еталоном.

Перевагою фотографічних детекторів є можливість їх масового застосування для індивідуального контролю доз опромінення з документальною реєстрацією одержаної дози.

Сцинтиляційний метод базується на тому, що під впливом ІВ деякі речовини випускають фотони видимого світла. Спалахи світла, що виникають при цьому, можуть бути зареєстровані. Сцинтиляційний лічильник складається із сцинтилятора – речовини, здатної випускати видиме випромінювання під дією

ІВ, і фотоелектричного множника (ФЕМ), у якому енергія світлових спалахів (сцинтиляцій) через посередництво фотоефекту перетворюється в імпульси електричного струму, які, у свою чергу, надходять у реєструвальний пристрій.

Перевага сцинтиляційних лічильників, які зараз широко використовуються, полягає в можливості реєстрації ІВ практично всіх видів, високій розрізняльній здатності, високій ефективності реєстрації випромінювання. Недолік – лічильники непридатні для вимірювання великих доз.

3.2.2. Класифікація приладів радіаційного контролю

За функціональним призначенням прилади радіаційного контролю поділяються на два класи:

- 1) дозиметри – прилади для вимірювання дози або потужності дози рентгенівського і гамма-випромінювання;
- 2) радіометри – прилади для визначення активності радіонуклідів або її питомої (масової, поверхневої або об'ємної) величини. Застосовуються для визначення ступеня забруднення радіонуклідами різних об'єктів.

За конструктивними особливостями дозиметричні і радіометричні прилади поділяються на: кишенькові, переносні та стаціонарні установки.

Ці прилади характеризуються певними технічними параметрами: чутливістю, часом розрізнення, відтворенням результатів вимірювань, температурою і механічною стійкістю.

Чутливість приладу – величина нижньої межі випромінювання, яка стійке реєструється приладом.

Час розрізнення – найменший час, за який два імпульси, що йдуть один за одним, реєструються окремо.

Температурна стійкість – здатність приладу давати стійкі показання при різних температурах.

Механічна стійкість приладу характеризує його здатність протистояти різним механічним впливам без зміни точності показань.

Індивідуальний дозиметричний контроль здійснюється за допомогою кишенькових приладів, у яких у ролі детектора використовуються іонізаційні камери. Для вимірювання потужності дози широко застосовуються газорозрядні

лічильники. Найбільш поширеним видом ІВ є зовнішнє фотонне (рентгенівське і гамма-) випромінювання. Необхідність у контролі бета-частинок і нейтронного випромінювання виникає значно рідше.

У кожному конкретному випадку вимірювання необхідно проводити за методикою, наведеною в інструкції для експлуатації, яка додається до кожного приладу [13, 14].

При роботі необхідно уникати контакту між вимірювальними приладами та досліджуваними речовинами і предметами, тим більше не торкатися їх руками, тому що це може привести до забруднення приладів і додаткового збільшення показань. Для запобігання забрудненню прилад можна вміщувати у тонкий поліетиленовий чохол, пакет тощо.

Разом з тим необхідно враховувати, що побутові дозиметричні прилади нечутливі до м'якого рентгенівського і гамма-випромінювання (кінескопного телевізора та дисплея, рентгенівських установок з прискорювальною напругою на трубці менше 60–80 кВ та ін.), альфа-частинок і нейтронів. Тому за допомогою зазначених приладів неможливо оцінити радіаційне випромінювання від усіх видів природних і техногенних джерел.

Для того, щоб можна було одночасно з вимірюванням потужності дози гамма-випромінювання і оцінкою забруднення щодо гамма-випромінювання проводити оцінку ступеня забруднення поверхонь щодо бета-випромінювання, використовуються комбіновані дозиметричні прилади – дозиметри-радіометри.

Детектори таких приладів містять торцеві бета- і гамма-лічильники з тонким вхідним вікном великої площі і знімну кришку-фільтр. Інтерпретація результатів оцінки забруднення щодо бета-випромінювання за допомогою таких приладів повинна проводитися фахівцями-професіоналами, що працюють в організаціях, які мають право на видачу офіційних висновків.

3.2.3. Приклади найпоширеніших приладів радіаційного контролю

Портативні дозиметричні прилади для населення призначені для оцінки радіаційної ситуації та є засобами вимірювання індикаторного типу.

Основною особливістю дозиметрів, що випускаються (чи випускались) промисловістю для населення, є простота у використанні та мінімум вимог до знань та технічної підготовки у користувача. Прилади мають досить великий

рівень надійності та відносно низьку вартість.

Дозиметричні прилади визначають радіоактивне забруднення та одночасно вимірюють та досить точно оцінюють потужність дози гамма-випромінювання. Для відображення інформації в сигнальних вимірювачах-індикаторах застосовують прилади, що обладнані аналоговими або цифровими індикаторами.

В дозиметричних приладах та в документації, яка прикладена до них, для зручності сприйняття рівнів сигналізації та показів паралельно наводять значення в мкЗв/год. та мкР/год. У ряді приладів діапазон вимірів в мкЗв/год. підібрано так, щоб користувач міг за допомогою додаткового перемикача, кнопки чи просто, не звертаючи увагу на кому на дисплеї, виконати оцінку результатів вимірювань в більш зручних та звичних одиницях мкР/год.

У наш час розроблено декілька десятків дозиметричних приладів для населення, але ми розглянемо найбільш вдалі моделі, що випускаються серійно на підприємствах країни та світу.

Конструктивно дозиметричні прилади виконані у вигляді прямокутних коробочок або іншої форми, яка зручна для застосування приладу, або його перенесення в кишені та в руці. Габаритні розміри приладів та їх вагу здебільшого визначають детектор, дисплей, первинний та вторинний джерела живлення. Корпуси приладів, як правило, пофарбовані в яскраві кольори або світлі відтінки на випадок, коли їх потрібно швидко знайти у разі втрати. Для робіт в умовах, коли є можливим радіоактивне забруднення поверхні приладів, у комплекті з дозиметром продають тонкі прозорі чохла, через які видно результати вимірів на табло, а також є можливим сприймати світлову або звукову сигналізацію. Температурний діапазон приладів (в основному від -10 до $+40$ °C) визначається джерелами живлення, що застосовуються, а також засобами відображення інформації (індикаторами).

Промисловістю було освоєно випуск приладів, які дають можливість виконувати оцінку забруднення поверхонь за бета-випромінюванням з одночасним вимірюванням потужності дози гамма-випромінювання та оцінкою забруднення за гамма-випромінюванням.

Це такі побутові дозиметри-радіометри, як «Поиск-2», «Сосна», «Припять», ИР-03 та ін. Детектори таких приладів містять торцевий бета- та гамма-лічильник з тонким вхідним вікном великою площею, що забезпечує

реєстрацію бета-частинок, починаючи з малих енергій. Детектори таких приладів обладнані кришкою-фільтром, яка знімається.

Інтерпретація результатів оцінки забруднення за бета-випромінюванням за допомогою таких приладів повинна виконуватися спеціалістами-професіоналами, які працюють в установах, які мають право на видачу офіційних висновків.

Радіометр «Припять» призначений для індивідуального та колективного застосування при вимірюванні потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання, щільності потоку бета-випромінювання, питомої активності в рідких та сипучих речовинах. Радіометр дає можливість вимірювати: величину зовнішнього гамма-фону; рівні забруднення радіоактивними речовинами житлових та громадських приміщень, територій, різних поверхонь; сумарний вміст радіоактивних речовин (без визначення ізотопного складу) в продуктах харчування та інших об'єктах зовнішнього середовища (рідких та сипучих).

Аналіз сучасних інтернет магазинів, що торгують побутовими та професійними дозиметрами показав, що до ТОП (червень 2022 р.) приладів можна віднести дозиметр-радіометр МКС-05 ТЕРРА-П або МКС-05 ТЕРРА-П+. Це якісні полупрофесійні дозиметри Науково-виробничого приватного підприємства «Спаринг-Віст Центр». Це – відомий в Україні та світі розробник та виробник приладів і систем радіаційного контролю торгової марки «EKOTECT». Ще на ринку представлені дозиметри Європейських компаній LANDAUER, Radex та інших. Також на ринку є дозиметри Kailishen китайської компанії. При роботі в умовах підвищеного радіаційного фону якості обладнання треба приділяти особливу увагу. Відмова чи нестабільна робота обладнання – це недопустимо.

3.2.4. Порядок оцінки радіоактивного забруднення

Оцінку радіоактивного забруднення (питома чи об'ємна активність) продуктів харчування, кормів, води за гамма-випромінювання виконують методом «прямого вимірювання» на відстані 1–5 см від досліджуваного об'єкта вагою не менше 1 кг або об'ємом не менше 1 літра. Визначення рівня забрудненості визначають за відмінністю результатів вимірювань

випромінювання від об'єкта та радіаційного фону довкілля. При цьому рівень зовнішнього гамма-фону, як правило, не повинен перевищувати 0,1–0,2 мкЗв/год. (10–20 мкР/год.).

За умов гамма-фону більше 0,2 мкЗв/год. (20 мкР/год.) для оцінки забруднення продуктів харчування та кормів потрібно знайти місце з меншим фоном. Якщо це неможливо, то оцінку забруднення потрібно виконувати з більшою кількістю вимірювань та з більшою кількістю продуктів харчування та кормів. Але такі вимірювання вимагають спеціальних знань та навичок.

Необхідно знати, що окремі продукти харчування (наприклад, чай, сушені гриби та ін.) та речовини (наприклад, калійні добрива та ін.) можуть мати підвищену радіоактивність. У деяких із них вона може обумовлюватися підвищеним вмістом калію.

Оцінку рівня *потужності дози* довкілля, як правило, виконують на висоті 1 м над поверхнею землі і на відстані не менше 30 м від будівель. Орієнтовну перевірку (експрес-аналіз) на радіоактивне забруднення, пошук локальних місць, а також швидку оцінку рівнів потужності експозиційної дози виконують за умов коротких проміжків часу або при найменшому часі набору інформації (режим роботи дозиметра «Пошук»). Більш детальний контроль рівнів потужності дози або перевірки забруднення радіоактивними речовинами продуктів харчування та предметів виконують в умовах вимірювання в більш тривалих проміжках часу (більше часу набору інформації – в режимі роботи дозиметра «Вимірювання»), що забезпечує меншу помилку вимірювань.

Потужність дози для точкового гамма-джерела прямо пропорційне залежить від активності джерела радіоактивності і обернено пропорційне квадрату відстані до нього. Тому, виконуючи пошук локальних місць забруднення та втрачених, загублених радіоактивних джерел, а також для забезпечення безпеки, потрібно враховувати, що зі збільшення відстані від джерела в 10 разів потужність дози зменшується приблизно в 100 разів.

Якщо потужність дози перевищує 1,2 мкЗв/год. (120 мкР/год.), рекомендується покинути дане місце та перебувати в ньому не більше шести місяців на рік. Якщо потужність дози перевищує 2,5 мкЗв/год. (250 мкР/год.), перебування варто обмежити трьома місяцями (кварталом) на рік, а при перевищенні 7 мкЗв/год. (700 мкР/год.) – одним місяцем на рік.

За умови перевищення рівня реагування 3,7 кБк/кг (10^{-7} Кі/кг), що

відповідає радіоактивному забрудненню продуктів харчування, рекомендується відмовитися від їх вживання або обмежити вживання вдвічі порівняно зі звичайним раціоном харчування. Якщо випромінювання від продуктів харчування підвищить потужність дози до 0,3 мкЗв/год. (30 мкР/год.) понад рівень фону, то вживання цих продуктів повинно становити 0,25 (чверть) звичайного раціону. При 1 мкЗв/год. (100 мкР/год.) – не більше десятої частини раціону.

У разі перевищення рівнів реагування за зовнішнім гамма-випромінюванням або радіоактивним забрудненням продуктів харчування рекомендується сповістити про це працівників санітарно-епідеміологічної служби та отримати від них кваліфіковані свідчення про реальний рівень випромінювання або забруднення, ступеня його безпеки та рекомендації про поведінку в даних умовах.

У роботі з дозиметром намагайтеся не торкатися речовин та предметів, що досліджуєте, оскільки це може призвести до забруднення приладу та до додаткового збільшення результатів вимірів цим дозиметром. Для запобігання забруднення приладу його необхідно помістити в тонкий поліетиленовий захисний чохол, пакет і ін.

Поводитися з дозиметричними приладами потрібно акуратно. Необхідно відслідковувати стан джерел живлення, регулярно перевіряти працездатність приладу. В такому разі дозиметричний прилад дасть можливість правильно орієнтуватися в довкіллі та своєчасно попередити про вплив іонізуючого випромінювання.

Контрольні запитання та завдання:

- 1. Дайте характеристику основних методів виявлення та реєстрації іонізуючого випромінювання.*
- 2. Наведіть класифікацію приладів радіаційного контролю.*
- 3. Якими параметрами характеризуються прилади радіаційного контролю?*
- 4. Який порядок оцінки радіаційного забруднення?*
- 5. З використанням Internet зробіть аналіз доступних у даний період моделей дозиметрів.*
- 6. Які служби здійснюють радіаційний контроль? Їх функції та можливості.*

3.3. Поводження з радіоактивними відходами

3.3.1. Нормативні документи та класифікація РАВ

Основними нормативними документами України, що регламентують поведінку з радіоактивними відходами, є закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» та закон «Про поведінку з радіоактивними відходами».

Відповідно до цих законів метою радіаційної безпеки при поводженні з радіоактивними відходами є захист людини і навколишнього природного середовища від неприпустимого радіаційного впливу у період, під час якого радіоактивні відходи являють собою потенційну загрозу.

До радіоактивних відходів (РАВ) відносять:

- будь-які розчини, вироби, матеріали й біологічні об'єкти, що містять радіонукліди з радіоактивністю, що перевищує допустимі рівні, якщо подальше використання їх не передбачається;
- відпрацьоване ядерне паливо, подальше використання якого не передбачається;
- відпрацьовані закриті джерела іонізуючого випромінювання.

За ступенем активності радіоактивні відходи поділяються на високоактивні, середньо активні й низькоактивні.

Високоактивні РАВ включають продукти розпаду або синтезу, відпрацьоване ядерне паливо й інші відходи з рівнем активності, що перевищують гранично допустимі, установлені нормативно-технічними документами. До них відносять також альфа-активні радіонукліди в кількостях, що перевищують установлені межі для неконтрольованого видалення.

Середньо активні РАВ – відходи з більш низькими рівнями активності, ніж у високоактивних РАВ, але які потребують при поводженні з ними спеціальних захисних засобів.

Низькоактивні РАВ – відходи з низьким вмістом радіонуклідів, що не вимагають при поводженні з ними використання спеціальних захисних засобів.

Радіаційна безпека при поводженні з РАВ досягається дотриманням на всіх етапах комплексу санітарно-гігієнічних, інженерно-технічних та організаційно-правових вимог, що забезпечують захист персоналу, населення й навколишнього середовища від їх шкідливого впливу.

РАВ лише обмежений час повинні перебувати на території виробників відходів, а потім передаватися державному об'єднанню поводження з радіоактивними відходами. Відповідальність за безпечне тимчасове зберігання РАВ покладається на їх виробників.

У звичайних умовах радіаційна безпека забезпечується дотриманням таких принципів:

- не перевищення встановленої дозової межі;
- виключення будь-якого необґрунтованого опромінення;
- зниження дози до можливо низького рівня.

Межі допустимих доз радіаційного ризику для персоналу й населення, рівні радіаційного забруднення встановлюються національними нормами радіаційної безпеки й санітарними правилами поводження з РАВ, затвердженими Міністерством охорони здоров'я й Національною комісією з радіаційного захисту населення.

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

- забезпечувати проектування, розміщення, спорудження, експлуатацію й зняття з експлуатації устаткування й приналежностей, призначених для збору, тимчасового зберігання власних радіоактивних відходів;
- вести власний облік радіоактивних відходів;
- домагатися дотримання діючих стандартів, норм і правил ядерної й радіаційної безпеки;
- забезпечувати радіоекологічний моніторинг і охорону радіоактивних відходів на всіх етапах поводження з ними;
- забезпечувати впровадження сучасних технологій і технічних рішень, на які є позитивний висновок державної екологічної експертизи [17].

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

Усі радіоактивні відходи повинні передаватися виробниками відходів у спеціальній тарі, що відповідає вимогам затверджених норм для відповідних типів відходів. Дрібні відходи підлягають переробці до форми, зручної для перевезення, відповідно до норм і положень з транспортування ядерних матеріалів і радіоактивних речовин. Зазначені положення передбачають порядок

перевезення РАВ, права й обов'язки відправника, перевізника, одержувача, правила безпеки, вимоги до пакування й транспортних засобів, правила на випадок ДТП при транспортуванні зазначених матеріалів, попередження й ліквідації можливих радіаційних наслідків.

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

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

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

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

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

Етап переробки радіоактивних відходів на радіохімічному заводі є найбільш радіаційно небезпечним у ядерному паливному циклі. Велика частина радіонуклідів, що надходить в атмосферу, розсіюється на незначних відстанях від заводу. У результаті вже у 20 км від радіохімічного підприємства доза зменшується в 10 разів. Однак деякі довгоживучі нукліди, у першу чергу ^{14}C , ^{85}Kr , ^3H , ^{129}I , спричиняють глобальне забруднення біосфери. Це зумовлено їх досить високим ступенем міграції, яка призводить до розсіювання цих радіонуклідів на величезних відстанях за відносно короткий час.

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

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

3.3.2. Накопичення РАВ

Відповідно до Стратегії поводження з радіоактивними відходами в Україні, яку було прийнято ще в 2009 році, середнє питоме утворення твердих і рідких радіоактивних відходів становить відповідно 27 і 35,1 м³ на 1 млрд кВт·г виробленої електроенергії, що відповідає 70 м³ твердих і 480 м³ рідких відходів на рік. У цілому спостерігається високий ступінь заповнення сховищ твердими (від 30 до 70%) і рідкими (від 21 до 76%) радіоактивними відходами. Гострою проблемою є зберігання висококонцентрованого сольового плаву в сховищах атомних електростанцій, де практично немає вільного місця. За оцінками,

загальний обсяг твердих та рідких РАВ в Україні складає 2 960 000 м³ і 42 340 м³ відповідно. Частку ядерних відходів на різноманітних об'єктах наведено в табл. 3.3 та 3.4.

Таблиця 3.3

Тверді радіоактивні відходи

Місцезнаходження	Частка від загального обсягу твердих відходів (%)
Зона відчуження (Пункти тимчасової локалізації РАВ)	72,4
Об'єкт «Укриття» над зруйнованим реактором енергоблоку № 4 ЧАЕС	20,2
Сховища радіоактивних матеріалів	5,8
Територія Чорнобильської АЕС	0,1
Атомні електростанції	1,3
Сховища РАВ УкрДО «Радон»	0,2

Таблиця 3.4

Рідкі радіоактивні відходи

Місцезнаходження	Частка від загального обсягу рідких відходів (%)
Чорнобильська АЕС	47,2
Інші атомні електростанції	43,9
Об'єкт «Укриття»	5,9
Сховища РАВ УкрДО «Радон»	1,9
Дослідні атомні реактори	1,1

За оцінками, обсяг твердих радіоактивних відходів, що зберігаються на ЧАЕС складає 21 000 м³, а обсяг рідких радіоактивних відходів – 2 500 м³. Додатково 500 м³ рідких радіоактивних відходів та 225 000 м³ твердих радіоактивних відходів буде вироблено в процесі зняття з експлуатації ЧАЕС.

3.3.3. Державне об'єднання поводження з радіоактивними відходами

Українське державне об'єднання поводження з радіоактивними відходами «Радон» (<https://radon.net.ua/>) утворено Постановою Ради Міністрів УРСР від 21 грудня 1990 року і знаходиться в сфері управління Міністерства з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. З 2006 року організаційно-правовою формою

Об'єднання є корпорація. Метою діяльності Об'єднання є забезпечення реалізації інтересів держави у сфері поводження з радіоактивними та іншими техногенними відходами, а також задоволення потреб населення, установ та підприємств будь-якої форми власності в послугах у галузі поводження з радіоактивними та іншими техногенними відходами.

Основними завданнями Підприємства є:

- забезпечення збирання та тимчасове зберігання радіоактивних матеріалів (далі – РМ) і зведення до мінімуму ймовірності негативного впливу РМ, що тимчасово зберігаються на Підприємстві, на довкілля та персонал;
- забезпечення фізичного захисту ЯМ, РАВ, інших джерел іонізуючого випромінювання, що тимчасово зберігаються на Підприємстві;
- підвищення ефективності діяльності Підприємства, включаючи забезпечення радіаційної безпеки під час проведення робіт;
- розроблення норм, правил, регламентів та інших документів, необхідних для здійснення поводження з радіоактивними матеріалами (далі – РМ);
- забезпечення роботи державної системи обліку РАВ;
- міжнародне співробітництво в межах своїх повноважень у сфері поводження з РМ.

3.3.4. Утилізація РАВ

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

На території України накопичене більше 5 млрд т токсичних відходів, які покривають площу у 164 тис. га. Зберігається порядку 32 тис. м³ низькоактивних, 1,7 тис. м³ середньо активних і 166 м³ високоактивних твердих радіаційних відходів, а також понад 19 тис. м³ рідкого відпрацьованого радіоактивного матеріалу. Згідно зі статтею 53 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» перевезення на територію України радіоактивних відходів з територій інших держав забороняється, крім тих, що утворилися внаслідок послуг, які було надано Україні іншою державою і на які поширюється дія контрактної угоди між ними щодо повернення таких відходів в Україну.

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

Проблема утилізації радіоактивних відходів останнім часом набуває надзвичайно важливого значення у зв'язку з тим, що у всьому світі необхідно буде демонтувати близько 300 АЕС через закінчення технічного терміну їх експлуатації. Демонтаж станцій зумовлюватиме створення такої самої кількості радіоактивних відходів, як за весь час їх експлуатації впродовж 25–30 років.

Існують два шляхи: АЕС демонтувати і дець поховати гори радіоактивних матеріалів або над ними спорудити саркофаги і обслуговувати сотні років. Справа ускладняється ще й тим, що ніхто не може сказати, де потрібно надійно схоронити плутоній, який стане непотрібним після скорочення ядерної зброї. А його накопичено у боеголовках «ядерних» держав тисячі тон. Установлено, що 400 грамів плутонію достатньо, щоб викликати смертельне захворювання – рак легень у 10 млрд людей.

Питання про те, як краще утилізувати РАВ дотепер залишається відкритим. За оцінками Єврокомісії, щорічно країни Євросоюзу змушені утилізувати 1 млрд кубічних метрів промислових відходів і 50 тис. куб. м радіоактивних. Проблема полягає в тому, що радіоактивне сміття залишається небезпечним впродовж сотень і тисяч років. Тому будь-які ушкодження сховищ здатні призвести до найтяжчих наслідків.

Глобальне партнерство з ядерної енергії пропонує кілька варіантів розв'язання проблеми. Але більшість з них виглядають фантастично. На справді зараз немає жодного безпечного та недорогого засобу зберігання радіоактивних відходів.

1) Поховання відходів на океанському дні. Недоліком такого способу є те, що такі могильники повинні перебувати на значних глибинах, далеко від узбережжя. Однак контейнери з відходами можуть бути легко ушкоджені, їх також буде складно виявляти. Та й стежити за могильниками проблематично.

2) Вивезення ядерних відходів у космос. На сьогодні існує кілька розробок. Так, НАСА й Міністерство енергетики США розглядали можливість виведення на навколосонячну орбіту контейнерів з РАВ. Незаперечна перевага

такого методу – радіоактивне сміття видаляється з планети Земля. Ризик полягає в тому, що ніхто не може гарантувати, що можливе влучення цих речовини на Сонце не призведе до негативних наслідків або того, що космічний мусоровіз не зіштовхнеться з метеоритом або космічним кораблем. Головний аргумент противників ідеї – неймовірно висока вартість: щоб позбавити людство від відходів, буде потрібно кілька десятків тисяч запусків космічних апаратів.

3) Вивезення відходів на ненаселений острів. Ядерний могильник може бути створений тільки у твердих геологічних породах і для нього потрібна значна територія. Острів повинен перебувати дуже далеко від густонаселених місць. Ділянок суші, що відповідають подібним вимогам, украй мало. Забезпечувати безпечне океанське транспортування й охорону сховища також складно. Втім, Фінляндія будує подібний могильник на невеликому гранітному острівці.

4) Будівництво могильників серед льодів Антарктиди або Гренландії. У цьому випадку досить побудувати шахту, яка буде накрита льодом. Перевага ідеї – у незаселеності цих територій і товщині материкового льоду. Недоліки також суттєві: льоди можуть танути, завдяки чому радіоактивні води можуть потрапити у Світовий океан. Доставка величезної кількості подібних вантажів у приполярні області, де немає комунікацій, також є дуже серйозною проблемою. До того ж Антарктичний договір забороняє розміщення радіоактивних відходів на території шостого континенту.

5) Будівництво підземних сховищ у скельних породах. Подібний метод залишається єдиним науково й технічно обґрунтованим довгочасним розв'язанням проблеми радіоактивних відходів. Багато країн протягом десятиліть проводять дослідження, метою яких є перевірка безпеки місць, які реально використовуються або призначені для використання в якості подібних могильників. Наприклад, у Німеччині одне сховище (Асові) досліджується з 1965 року, у Швейцарії (Гримсель) – з 1984 [17, 18].

Контрольні запитання та завдання:

- 1. Назвіть основні нормативні документи України, що регламентують поводження з радіоактивними відходами.*
- 2. Що таке радіоактивні відходи? На які види вони поділяються?*
- 3. Де утворюються радіоактивні відходи? Які правила поводження з ними на підприємствах, де вони утворюються?*

4. Як зберігаються та утилізуються радіоактивні відходи?
5. Які функції УкрДО «Радон»?
6. Назвіть альтернативні методи утилізації РАВ.

3.4. Радіаційна ситуація в Україні

3.4.1. Джерела природної і техногенної радіації

У зв'язку з Чорнобильською катастрофою й глобальним антропогенним забрудненням радіонуклідами природного середовища України питання про вплив природних і техногенних джерел радіації на стан екосистем та здоров'я людини набуває дедалі більшого значення.

Природна радіоактивність. На території України основні джерела природної радіації зосереджені в межах Українського кристалічного щита та меншою мірою на Донбасі й у Карпатах. До об'єктів підвищеної природної радіоактивності належать: торієве й уранове зруденіння у кристалічних породах; уран і радон у ґрунтовому покриві, а також у підземних та ґрунтових водах. Площі з високим рівнем радоновиділення займають близько 20% території кристалічного щита. Вони характеризуються численними природними радіоекологічними аномаліями з концентраціями радону до 100 еман і більше, урану – 5×10^{-5} – 10^{-4} г/дм³ і радію – 10^{-11} – 5×10^{-11} г/дм³. За даними радіоекологічних досліджень, у межах щита виділено низку радонових аномалій у ґрунтовому покриві з концентраціями радону в десятки–сотні еман, у одиничних випадках – до 900–2000 еман.

Найбільший вплив на формування радіоактивного фону в Україні мають U, Th, ⁴⁰K, ⁸⁷Rb. Розподіл цих елементів у породах кристалічного фундаменту і осадового чохла Українського щита та прилеглих тектонічних структур відображає еволюцію земної кори, пов'язану з диференціацією хімічної речовини під впливом ендегенних і екзогенних процесів. Пересічний вміст урану у кристалічних породах – 2,2 г/т, торію – 14 г/т, співвідношення Th/U – 5,6.

За результатами радіогеохімічних досліджень територія України поділена на три уранові провінції: Український щит, Карпатську і Донецьку. В їхніх межах відкрита значна кількість уранових родовищ, а також родовищ радонових вод. Частина виявлених родовищ розробляється. Крім цього, існують дві потенційні уранові провінції: Волино-Подільська і Кримсько-Причорноморська, в яких

проводять пошуки нових природних радіоекологічних аномалій. Південна частина Українського кристалічного щита являє собою головний радононосний й ураноносний район України, понад 50% якого характеризується аномальними концентраціями радону й урану у ґрунтах і підземних водах. У кристалічних породах щита виявлений ряд значних природних аномалій торію.

Населення та екосистеми, розміщені у районах розробки уранових родовищ, додатково зазнають впливу локального прояву природної радіоактивності, зумовленої підвищеними концентраціями урану в кристалічних породах. Тому необхідно проводити детальне радіоекологічне картографування радонових і уранових аномалій у гірських відкладах, ґрунтовому покриві й підземних водах та подальше дослідження ступеня впливу природного опромінення на населення. Отже, оцінюючи екологічну ситуацію на території України, необхідно враховувати природну радіоактивність.

Радіоактивні (радонові) мінеральні води. Родовищ радонових мінеральних вод в Україні є дуже багато. Води цього типу зустрічаються на Донбасі, у Криму і Карпатах. Але найбільше вивчені радіоактивні води в межах Українського кристалічного щита. Вперше прояви радонових вод відкриті у 1935 р. в околицях м. Хмільник (Вінницька область). В Україні розвідані Житомирське, Шепетівське, Білоцерківське, Звенигородське, Криворізьке, Бердянське та низка інших родовищ. Середня концентрація радону у радіоактивних мінеральних водах дорівнює 60–100 еман ($6\text{--}10 \text{ нКі/дм}^3$), а в окремих випадках вона досягає 1100 еман. Найперспективнішими на радонові води є гранітні породи, які відзначаються високим вмістом радіоактивних елементів.

Техногенні джерела радіації. Україна належить до держав з надзвичайно широким спектром використання техногенних джерел іонізуючого випромінювання. Відомо близько 8000 підприємств та організацій, на яких розміщено понад 100 000 джерел радіоактивного забруднення.

Загалом головними техногенними джерелами радіації і виробниками радіоактивних відходів різних класів небезпеки в Україні є:

- атомні електростанції;
- підприємства з видобутку урану, його збагачення та переробки на ядерне паливо;
- медичні і науково-дослідні установи, промислові та інші підприємства й

організації;

- військові підрозділи з використанням ядерних технологій та радіоактивних речовин.

3.4.2. Радіоактивне забруднення довкілля

Інтенсивне техногенне радіоактивне забруднення території України здебільшого зумовлено Чорнобильською катастрофою. На сьогодні найбільше забруднення спричиняють ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Географія радіоактивного забруднення. В Україні підвищення потужності дози, що спричинене забрудненням ^{137}Cs у межах 4–20 кБк/м² (0,1–1 Кі/км²), спостерігається на більшій частині території. Визначені площі з такими рівнями забруднення довкілля ^{137}Cs із щільністю: 1–5 Кі/км² – 40,3 тис. км²; 5–15 Кі/км² – 3,1 тис. км²; 15–40 Кі/км² – 1,1 тис. км²; понад 40 Кі/км² – 0,8 тис. км².

Найвищі рівні забруднення радіонуклідами спостерігаються в межах 30-кілометрової зони відчуження, утвореної навколо Чорнобильської АЕС. Радіоактивне забруднення зони відчуження за кількістю радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у 400 разів більше, ніж після вибуху бомби над Хіросімою.

На території України найбільші екологічні наслідки мали райони проходження західного, південного і східного радіоактивних слідів. Західний слід охопив Київську, Житомирську області, північ Рівненської та північно-східну частину Волинської області. Тут щільність радіоактивного забруднення в окремих плямах сягає 190 кБк/м² (1–5 Кі/км²). Південний слід зумовив забруднення радіонуклідами Київської, Черкаської, Кіровоградської, частково Вінницької, Одеської та Миколаївської областей. Щільність забруднення ^{137}Cs у межах цього сліду досягає 100 кБк/м². Від південного сліду відгалузився ще один слід у західному напрямі й зумовив радіоактивне забруднення частин Вінницької, Хмельницької, Тернопільської, Івано-Франківської та Чернівецької областей, де середня щільність забруднення ^{137}Cs становить 10–40 кБк/м² (1 Кі/км²). Значні площі забруднення радіонуклідами, пов'язані зі східним слідом (до 40 кБк/км²), виявляються в західній і північно-східній частинах Чернігівської області, на півночі Сумської області, в Донецькій, Луганській і Харківській областях.

Останнім часом оновилося деталізація радіаційної ситуації в Україні.

Встановлено, що суттєвих змін у географії забруднення радіонуклідами не відбулося, хіба що виявлено кілька нових плям площею до кількох квадратних кілометрів з рівнями 5–15 Ки/км^2 у Вінницькій, Івано-Франківській, Київській, Черкаській, Чернігівській областях та з рівнями 1–5 Ки/км^2 у Сумській і Тернопільській областях. Смуга найбільшого радіоактивного забруднення (понад 5 Ки/км^2) простягається Українським Поліссям на захід від міста Прип'ять, охоплюючи північні частини Київської, Житомирської і Рівненської областей. Причому щільність забруднення з просуванням на захід помітно зменшується. Приблизно у 30 кілометрах на схід від Овруча суцільна смуга надзвичайно високого радіоактивного забруднення (до 15–40 Ки/км^2) розгалужується на дві частини – одна, більш забруднена, йде на південний захід до Коростеня, друга – окремими великими ареалами простягається на захід. На північний захід від Коростеня пролягає третя смуга надзвичайно високого забруднення, яка також простягається на захід. Ще інша смуга надзвичайно високого забруднення радіонуклідами з північного сходу і півночі безпосередньо наближається до Києва і частково захоплює його північно-східну частину (житловий район Троєщина), а також проходить через його міста-супутники Вишгород і Димер.

Ареали забруднення ^{90}Sr у концентрації від 0,05 до 0,5 Ки/км^2 практично збігаються з площами забруднення ^{137}Cs , дещо розширюючись у східному напрямку. Ділянки забруднення ґрунтового покриву ^{90}Sr понад 0,5 Ки/км^2 відзначені лише у Київській області поблизу ЧАЕС.

В окремих місцях України в ґрунтах виявлені аномальні рівні плутонію, які здебільшого збігаються з ареалами забруднення ^{90}Sr .

Максимальна кількість забруднених ділянок трапляється у Чернігівській області, де щільність плутонію коливається в межах 0,2–0,8 мКи/км^2 .

Плямистість радіоактивного забруднення. Оскільки після Чорнобильської катастрофи осідання радіонуклідів на земну поверхню було значнішим у місцях, де під час проходження радіоактивних хмар випадали інтенсивні дощі, забруднення ^{137}Cs , ^{90}Sr та іншими радіонуклідами має чітко виражений плямистий характер.

Саме тому й сьогодні є імовірність відкриття нових, малих за площею забруднених радіонуклідами площ по всій території України. Це стосується навіть тих територій, які не входять до зон чорнобильського забруднення.

Аерогамазнімання, на основі якого складена більшість карт радіоактивного забруднення, дає лише усереднене значення радіоактивності для маршруту завширшки 200–400 м, притому, локальні високоактивні плями можуть залишатися непоміченими.

Характер реального забруднення екосистем показаний на рис. 3.3.

Як видно з рисунка, на відстані у декілька десятків метрів концентрація радіонуклідів може різко відрізнятись.

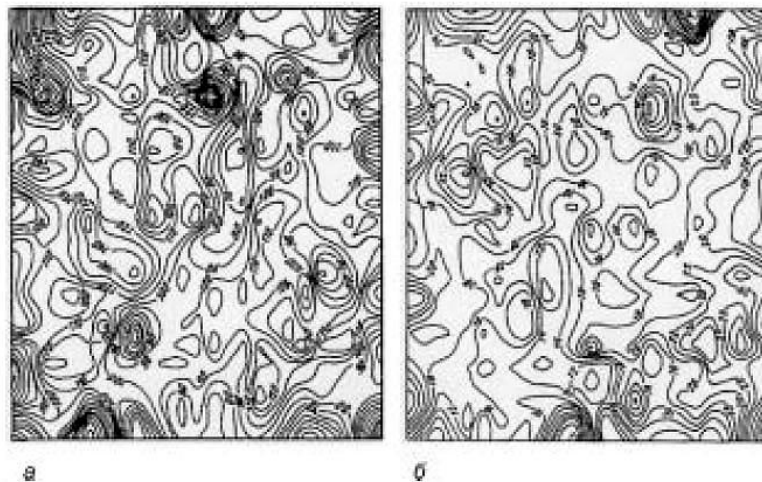


Рис. 3.3. Плямистість концентрації радіонуклідів в екосистемах 30-кілометрової зони ЧАЕС ($\text{Ки}/\text{км}^2$): *а* – цезій-137, масштаб 1 : 500;
б – церій-144, масштаб 1 : 600

Особливості радіоактивного забруднення. Вплив Чорнобильської катастрофи на довкілля вивчали численні науково-дослідні колективи. Радіоекологічні дослідження спочатку проводили за умов жорсткої секретності. Негативні наслідки такої секретності відчуються до цього часу, незважаючи на опублікування багатьох результатів.

У зоні відчуження відбулися суттєві зміни іонного, аерозольного і газового складу атмосферного повітря. Через декілька років після аварії електропровідність повітря біля земної поверхні була у 130–300 разів вище, ніж в незабруднених районах. Навіть за межами 30-кілометрової зони спостерігаються явища радіолізу атмосфери. Концентрація аероіонів у надземному шарі на надзвичайно високозабруднених територіях перевищує значення, допустимі для закритих приміщень.

Чорнобильська катастрофа призвела до загибелі значних просторів лісу на

Українському Поліссі, який не витримав страшного радіаційного опромінення. В межах так званого «рудого лісу» радіоактивне забруднення досягало декількох тисяч Кі/км². Найбільше постраждали хвойні дерева, які у декілька разів радіочутливіші, ніж мішані або листяні. Опромінені сосни, ялини, берези і вільхи, особливо молоді, сформували певні відхилення від власної нормальної будови – *радіоморфози*.

Результати сотень наукових робіт, які підсумовують вплив радіоактивного забруднення на природне середовище, свідчать про серйозні екологічні, в тому числі генетичні зміни в біоценозах. Нагадаємо лише деякі екологічні наслідки дії Чорнобильської катастрофи на довкілля:

- порушення загального стану природного середовища;
- зміни в будові біоценозів;
- збільшення рівня смертності тварин і відмирання рослин;
- збільшення частоти генетичних мутацій;
- зміни у метаболізмі тварин;
- загальне підвищення радіочутливості біоценозів;
- прискорення еволюції шкідливих мікроорганізмів.

Відзначимо, що для остаточних висновків стосовно ступеня радіаційного забруднення довкілля в Україні після Чорнобильської катастрофи пройшов ще недостатній проміжок часу. З кожним роком фахівці-радіоекологи відкривають щоразу нові, ще страшніші екологічні наслідки іонізуючого випромінювання. Як виявилось, людство безсиле перед екологічними катастрофами такого масштабу, і це стало жорстоким уроком для нього.

3.4.3. Радіоактивне забруднення водних екосистем

Географія радіоактивного забруднення. Радіаційна ситуація водних екосистем України визначається величиною приносу радіонуклідів водотоками із забруднених басейнів. Головними постачальниками радіонуклідів після аварії на Чорнобильській АЕС є стоки річок Дніпра і його основних поліських допливів Прип'яті, Десни і Тетерева. Нижня ділянка р. Прип'ять і верхня частина Київського водосховища були включені в 30-кілометрову зону відчуження.

Нижче за течією Дніпро, його допливи та дніпровські водосховища стали головними шляхами перенесення радіонуклідів із забруднених територій у

Чорне море. Після Чорнобильської катастрофи найбільшого радіонуклідного забруднення зазнали водні об'єкти басейну Дніпра. На початку, в перші дні, радіонукліди потрапляли у водостоки в складі прямих скидів забруднених радіонуклідами водних мас атомної електростанції або атмосферними опадами з радіоактивних хмар. З часом надходження радіонуклідів у водотоки басейну Дніпра відбувалося внаслідок танення снігів та його змиву з водозбірних площ.

Особливо активно процеси перенесення радіонуклідів відбувалися під час весняних повеней, коли посилювався змив з площі водозбору, перемішувалися донні відклади і з ними у воду потрапляли радіонукліди. Кількість радіонуклідів, що надходили із забруднених територій, змінювалась і залежала від водності року, формування дощових паводків і особливостей процесу сніготанення на площі басейну.

Потрапляючи у водні екосистеми, радіонукліди розподілялися між абіотичними компонентами довкілля (водою, донними й завислими відкладами) та гідробіонтами. У післяаварійний період найшвидше звільнилися від радіоактивного забруднення малі допливи Дніпра з досить високою швидкістю течії. У багатьох непроточних озерах Полісся радіонукліди накопичувалися у донних відкладах. Ще складніші процеси, зумовлені міграцією радіонуклідів між водою, гідробіонтами і донними відкладами, відбуваються у дніпровських водосховищах, особливо Київському. Водосховища дніпровського каскаду є своєрідними буферними накопичувачами радіонуклідів. Однак найінтенсивнішого радіоактивного забруднення зазнала водойма охолоджувач ЧАЕС.

До аварії радіоактивний вплив Чорнобильської АЕС був незначним і суттєво не змінював вміст природних радіонуклідів у водоймі-охолоджувачі, річці Прип'ять та Київському водосховищі. У перші тижні після аварії радіоактивне забруднення цих водних об'єктів формували ^{131}J , ^{95}Zr , церій-144 (^{144}Ce), а сумарна активність радіонуклідів у воді досягала $3,7 \cdot 10^5$ Бк/дм³. Згодом (1986–1988 рр.) головними радіонуклідами, які реєструвалися в цій зоні, були ^{90}Sr , ^{137}Cs , плутоній-239 (^{239}Pu), америцій-241 (^{241}Am) з радіоактивністю понад 500 Бк/дм³. З часом виявляється тенденція до зниження радіоактивного забруднення водних екосистем унаслідок розпаду короткоживучих радіонуклідів та переходу значної їхньої кількості у донні відклади.

Радіоактивне забруднення дніпровського каскаду. Проведені

радіоекологічні дослідження свідчать, що Київське водосховище є найбільш значущим акумулятором хімічних сполук басейну Верхнього Дніпра та зв'язаних із ними радіонуклідів. Напрямок та інтенсивність розподілу і міграції радіонуклідів у водосховищі визначається фізико-хімічними властивостями води, донних відкладів та речовин, що в ньому містяться. Значний вплив на трансформацію форм радіонуклідів у водоймі мають гідробіоти, змінюючи просторову мікроструктуру, хімічний і гранулометричний склад донних відкладів.

Особливу роль у розподілі та накопиченні радіонуклідів у Київському водосховищі відіграють донні відклади. Найбільшу здатність накопичувати радіонукліди мають глина та мул на ділянках впадіння річок Прип'ять і Дніпро у верхній частині водосховища та при збільшенні глибини. Близько 50% завислого ^{137}Cs виноситься у водну екосистему наносами, серед яких значно переважає глиниста фракція. При цьому більша частина часток (до 73%) седиментується на дно.

Радіоактивного забруднення зазнали і п'ять водосховищ, що розміщені нижче за течією р. Дніпро: Канівське, Кременчуцьке, Дніпродзержинське, Дніпровське і Каховське (табл. 3.5). Найінтенсивніше забруднення донних відкладів усього дніпровського каскаду завершилося в 1988 р., коли істотно зменшився виніс радіонуклідів водами основних допливів басейну Дніпра. На тлі істотного зниження виносу радіонуклідів водотоками чіткіше почав вимальовуватися процес перерозподілу радіоактивного забруднення по дну цих водосховищ.

Таблиця 3.5

Обсяги ^{137}Cs у донних відкладах дніпровських водосховищ

Назва водосховища	Обсяги ^{137}Cs , ТБк	Щільність забруднення, пБк/км ²
Київське	79,55	86,21
Канівське	37,00	54,76
Кременчуцьке	26,27	11,84
Дніпродзержинське	4,26	7,40
Каховське	6,10	2,96

Як видно з табл. 3.5, на шляху водних мас до Чорного моря відбувається

поступове зниження щільності радіонуклідів унаслідок розбавлення забруднених вод Дніпра чистими водами бокових допливів, а також седиментації відкладів на дно водосховищ. Нині водні маси, що забруднюються у верхів'ях басейну Дніпра, на своєму шляху через всю ємність водосховищ дніпровського каскаду до Чорного моря втрачають майже 100% ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Як уже згадувалося, у гострий період аварії на Чорнобильській АЕС головним забруднювачем довкілля і, відповідно, відкритих водойм був радіоактивний йод. Його вміст у воді р. Прип'яті перевищував 2000 Бк/дм³. Водночас вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr становив відповідно 500–1000 Бк/дм³ і 5–30 Бк/дм³. З часом активність радіонуклідів у водних екосистемах Дніпра швидко зменшувалася.

Водотоки є головним шляхом транспортування радіонуклідів. Із збільшенням водності річки зростає і їх виніс. Усі екстремальні підвищення концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr були викликані сильними паводками і затопленням заплавл на р. Прип'ять, особливо в межах зони відчуження (1988, 1991, 1993, 1994, 1997, 1999 рр.), що простежувалося аж до Чорного моря.

Незважаючи на значний ефект водоохоронного будівництва, радіоактивні стоки з околиць ЧАЕС у р. Прип'ять будуть і далі одними з найзначніших гідрологічних шляхів надходження ^{137}Cs , ^{90}Sr і трансуранових елементів у дніпровський басейн. Важлива частина радіоактивного стоку ^{137}Cs формується за межами України під час його змиву з водозборів верхнього басейну рік Дніпро, Прип'ять і Десна на територіях Білорусі і Росії.

Радіонукліди іншого техногенного походження в Україні до Чорнобильської катастрофи за звичайних умов не були присутні у воді. Виняток становили глобальні опади в басейнах великих річок, що виникали в результаті випробувань ядерних бомб у атмосферному повітрі. Так у водах Дніпра вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr глобального «бомбового» походження коливався на рівні сотих частин бекереля на дм³.

3.4.4. Стан радіоактивного забруднення зони відчуження

Структура і проблеми зони відчуження. Зона відчуження – це відкрите площинне джерело іонізуючого випромінювання з власною структурою міграції різних видів радіоактивних елементів. Відтак радіоактивне забруднення є

головним чинником у визначенні потенційної небезпеки для населення, що проживає на прилеглих до цієї зони територіях і населення України в цілому.

Залежно від ландшафтно-геохімічних особливостей поширення ґрунтового покриву величини перевищення доаварійного природного рівня накопичення радіонуклідів у природному середовищі, пов'язаних з ними ступенів можливого негативного впливу на здоров'я населення, вся територія, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, поділяється на такі *радіоекологічні зони*:

- *зона відчуження* – це надзвичайно (катастрофічно) забруднена територія, з якої евакуювали населення в 1986 р.;
- *зона безумовного (обов'язкового) відселення* – це територія, що зазнала інтенсивної радіоекологічної трансформації з щільністю забруднення ґрунтового покриву понад доаварійний рівень ізотопами цезію від 15,0 Кі/км² та вище або стронцію від 3,0 Кі/км² та вище, або плутонію від 0,1 Кі/км² та вище, а також ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших чинників може перевищити 5,0 мЗв (0,5 бер) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період;
- *зона гарантованого добровільного відселення* – це територія, що зазнала значної радіоекологічної трансформації з щільністю забруднення ґрунтового покриву понад доаварійний рівень ізотопами цезію від 5,0 до 15,0 Кі/км², або стронцію від 0,15 до 3,0 Кі/км², або плутонію від 0,01 до 0,1 Кі/км², де ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших чинників може перевищити 1,0 мЗв (0,1 бер) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період;
- *зона посиленого радіоекологічного контролю* – це територія зі щільністю забруднення ґрунтового покриву понад доаварійний рівень ізотопами цезію від 1,0 до 5,0 Кі/км² або стронцію від 0,02 до 0,15 Кі/км², або плутонію від 0,005 до 0,01 Кі/км² за умови, що ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших чинників перевищує 0,5 мЗв (0,05 бер) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період.

Усі радіоекологічні зони в Україні поділяють на радіаційно небезпечні та радіоактивно забруднені землі.

Радіаційно небезпечні землі передбачають неможливість постійного проживання населення в їхніх межах, а також господарського використання цих площ. Такі землі підлягають вилученню із лісо- і сільськогосподарського обігу. До них відносять території 30-кілометрової зони відчуження та зони безумовного відселення.

Радіаційно забруднені землі потребують проведення оптимізаційних заходів, спрямованих на зменшення додаткового опромінення та забезпечення нормальної господарської діяльності. До них відносять зони добровільного відселення та підсиленого радіоекологічного контролю.

Головною проблемою зони відчуження вважається її виведення з господарського використання. Розглянемо види діяльності, які заборонені у зонах відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення та умови використання цих земель:

- заборона постійного проживання населення; здійснення практичної діяльності з метою одержання товарної продукції;
- перебування осіб, які не мають на це спеціального дозволу, а також залучення до роботи осіб без їхньої згоди;
- вивезення за межі зон землі, глини, піску, торфу, деревини, а також заготівля і вивезення рослинних кормів, лікарських рослин, грибів, ягід та інших продуктів лісокористування;
- винесення або вивезення із зон будівельних матеріалів і конструкцій, машин і устаткування, побутових речей тощо;
- ведення сільськогосподарської, лісогосподарської, виробничої та іншої діяльності, а також будівництво;
- випас худоби, порушення середовища, перебування диких тварин, спортивне та промислове полювання і рибальство, перегін свійських тварин, сплав лісу тощо;
- будь-яка інша практична і господарська діяльність, яка не забезпечує режим радіаційної безпеки.

Проведення господарської діяльності можливе лише за умови одержання спеціального дозволу Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. В'їзд на територію зони і виїзд з неї дозволяється тільки за спеціальними перепустками з обов'язковим радіоекологічним контролем людей та транспортних засобів.

Джерелами радіоактивних відходів на території зони відчуження є ґрунтовий покрив, технічні споруди, машини, механізми тощо, які мають високий рівень радіоактивного забруднення і знаходяться на поверхні території зони відчуження або в *пунктах тимчасової локалізації радіоактивних відходів*. Кількість їх оцінюється у понад 800 одиниць і всі вони на сьогодні недіючі.

Загалом у зоні відчуження проведено дезактивацію території площею понад 30 тис. га, зібрані та поховані на пунктах «Підлісний», «ІІІ черга ЧАЕС» та «Буряківка» радіоактивні відходи об'ємом понад 700 тис. м³, дезактивовано матеріалів та обладнання близько 9 тис. т та ін.

Контрольні запитання та завдання:

1. *Які головні джерела природної радіоактивності в Україні?*
2. *Охарактеризуйте вплив природних джерел радіації на радіаційний фон України.*
3. *Який вплив на природний фон здійснюють штучні джерела радіації?*
4. *Чим зумовлене радіоактивне забруднення території України?*
5. *Особливості радіоактивного забруднення території України ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr. Плямистість забруднення радіонуклідами.*
6. *Географія радіоактивного забруднення водних екосистем України. Забруднення радіонуклідами дніпровського каскаду.*
7. *Який сучасний радіаційний стан і структура зони відчуження?*

4. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ

4.1. Загальні закономірності міграції радіонуклідів в НС та атмосфері

Особливо небезпечними є випадки раптових викидів продуктів поділу у навколишнє середовище в результаті випробувань атомної зброї і аварійних ситуацій на підприємствах, пов'язаних з виробкою атомної енергії, які можуть призводити до локальних і глобальних забруднень ґрунту, живих організмів радіоактивними речовинами на тривалий період. Переважна більшість штучних радіоактивних ізотопів, що надходить у навколишнє середовище, належить до короткоживучих і протягом декількох годин-місяців розпадається. Особливу небезпеку натеper і на довгі роки в майбутньому для людини і взагалі для всього

живого серед радіонуклідів, викинутих в результаті аварії на Чорнобильській АЕС, являють довгоживучі ^{90}Sr (період піврозпаду 29 років), ^{137}Cs (30 років) і ^{239}Pu (24 380 років) та ізотопи деяких інших трансуранових елементів. І саме на них акцентована увага у наступних розділах при викладенні матеріалу про міграцію радіонуклідів у довкіллі.

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

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

Харчові ланцюги бувають короткими і довгими. Короткі: атмосфера–людина, водойма–людина; довгі: атмосфера–грунт–рослина–тварина–людина; атмосфера–вода–рослина–тварина–людина. Можна відокремити і проміжні по довжині ланцюги: атмосфера–рослина–людина; атмосфера– водойма–людина і т. д. Іноді розглядають трофічні ланцюги не тільки по відношенню до людини, але й тварин, рослин.

Чим довший трофічний ланцюг, тим менше радіоактивності надійде до організму людини, тому що концентрація радіонуклідів під час міграції від однієї ланки (об'єкта) до іншої, як правило, зменшується. Наприклад, концентрація більшості радіонуклідів в рослинах на одиницю маси нижча, ніж у ґрунті, на

якому ростуть ці рослини; наявність радіоактивності в молоці і м'ясі нижча, ніж у рослинах, що складають кормовий раціон; в тканинах людини менша, ніж у раціоні харчування.

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

Мірою нагромадження радіонуклідів в організмах є коефіцієнт накопичення, який звичайно позначають аббревіатурою *КН*, або *КН*. Він являє собою співвідношення між вмістом радіонукліду в організмі (Бк/кг) до його концентрації у середовищі (субстраті) (Бк/кг). Так, *коефіцієнт накопичення радіонукліда рослинами – це співвідношення між його кількістю в одиниці маси рослини та вмістом у такій самій кількості ґрунту*; у випадку тварин – співвідношення кількості радіонукліда в одиниці маси органів тварин (молока, м'яса) та в рівноцінному обсязі кормів.

З цією ж метою використовують коефіцієнт переходу (*КП*, або *КП*). Для оцінки переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини він розраховується як відношення кількості радіонукліда в одиниці маси продуктивних органів (Бк/кг) до його кількості в одному квадратному метрі орного шару, на якому вирощуються рослини (кБк/м^2). Обидва коефіцієнти добре узгоджуються між собою, хоча розташовуються у різних числових діапазонах.

У загальному вигляді схему шляхів міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища показано на рис. 4.1.

Згідно з нею радіоактивні речовини, які випадають на земну поверхню, концентруються у трьох головних об'єктах – ґрунті, рослинах і водоймах. Для спрощення схеми у неї навмисно не включені такі специфічні сільськогосподарські об'єкти як рілля, луки, пасовища, ліс, вважаючи їх, можливо, дещо умовно, за різновидності перших двох об'єктів [19].

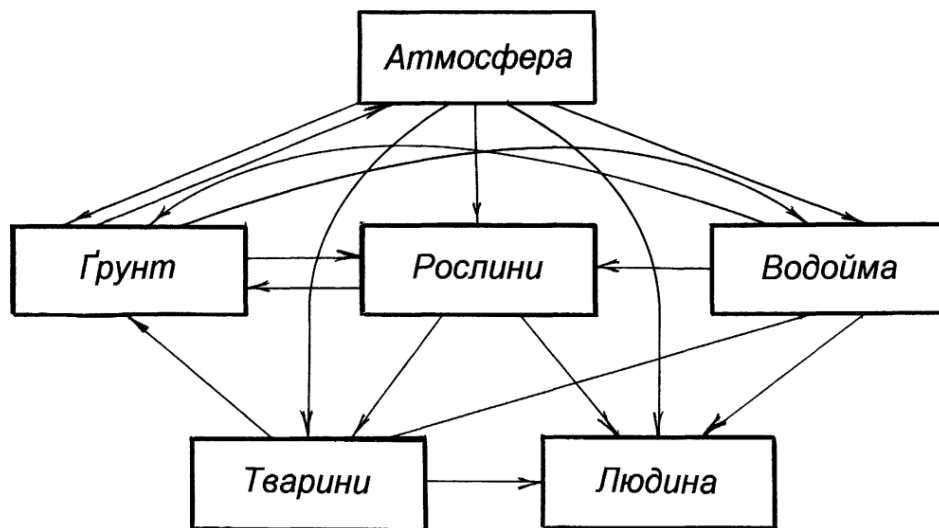


Рис. 4.1. Схема шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища

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

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

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

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

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

Нарешті, радіоактивні речовини можуть потрапляти до організму людини разом із продуктами тваринного і рослинного походження та з водою.

Вважається, що головним їх джерелом (до 70%) є продукція тваринництва, особливо молоко та деякі молочні продукти. Проте в деяких регіонах до 50% радіоактивних речовин може надходити з продуктами рослинного походження, переважно, з картоплею і овочами. Частка інгаляційного шляху, тобто через органи дихання, після припинення випадання радіоактивних опадів невелика.

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

Схему шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища можна деталізувати. Так, В. К. Сахаров (2006), розглядаючи камерну модель переносу радіонуклідів трофічними ланцюгами, уявляє її такою (рис. 4.2).

Схеми на рис. 4.1 і 4.2 не альтернативні, не суперечать одна одній. Перша схема легко може бути доповнена другою. Більш того, і друга може бути доповнена першою, хоча та і здається дещо спрощеною. Наприклад, зворотними зв'язками рослина–ґрунт, тварини–ґрунт, вода–рослини (полив дощуванням), які добре відображені на схемі рис. 4.1. Крім того, схема на рис. 4.2 ігнорує аеральне (через надземні органи) надходження радіонуклідів в рослини. Адже, в період випадіння радіоактивних опадів цей шлях надходження є основним. Так, у вегетаційний період 1986 р. цим шляхом до рослин надходило понад 90% радіонуклідів. Певну роль цей шлях грає і тепер за рахунок вторинного (вітрового) підйому. Крім того, в основі обох схем лежить припущення, що первинним джерелом радіонуклідного забруднення є атмосфера, як це дійсно буває при більшості радіаційних аварій, випробуваннях атомної зброї та деяких інших ситуаціях. Але джерелом первинного забруднення можуть стати і водойми. Так, згадуване у попередній главі горезвісне Науково-виробниче об'єднання «Маяк», що виробляло плутоній для військових цілей, у період з 1949 до 1956 р. скидало радіоактивні відходи у найближчу річку Теча, яка входить до

басейну р. Об, а з 1951 р. – озеро Карачай.

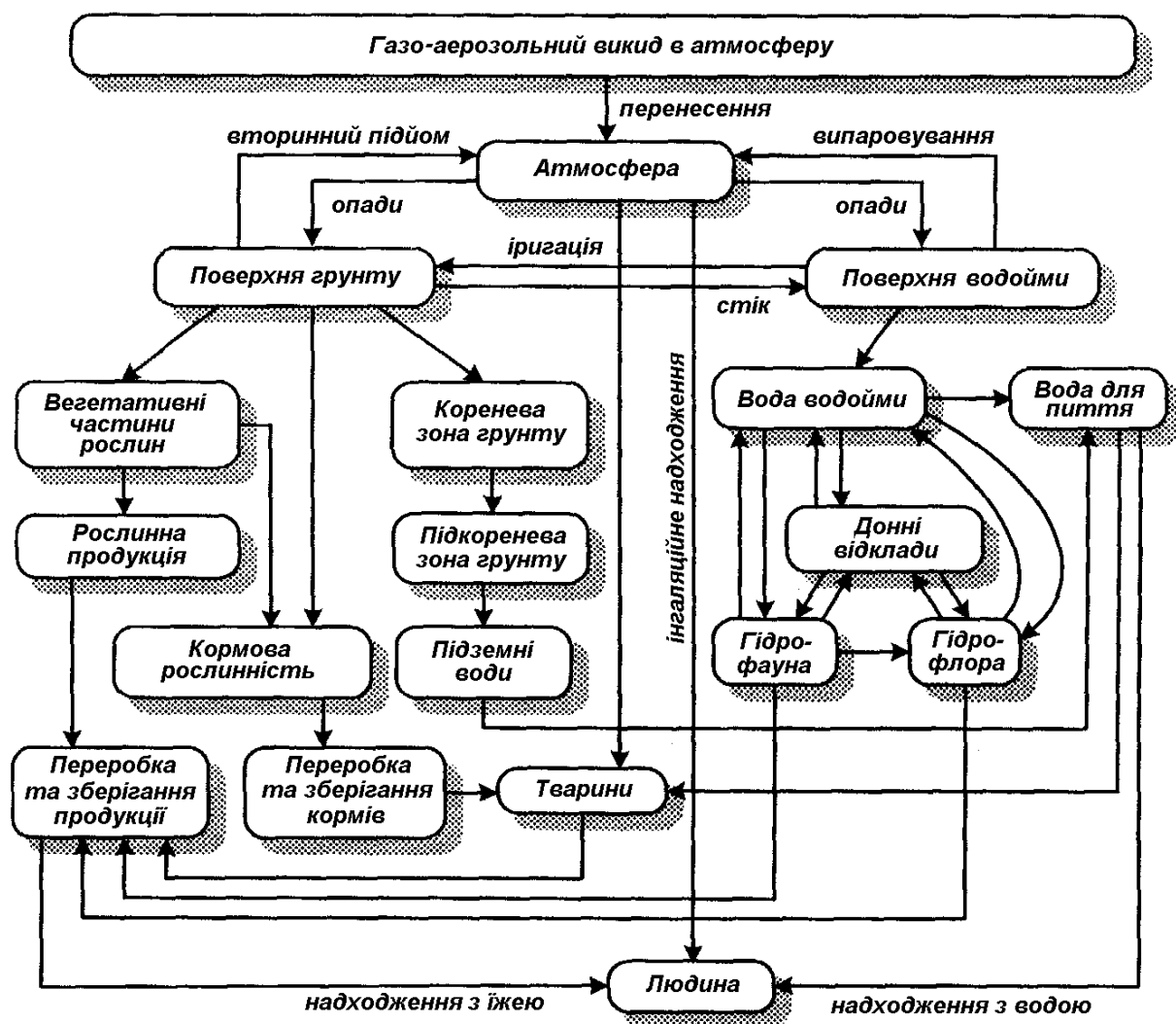


Рис. 4.2. Міграція радіонуклідів трофічними ланцюгами при викиді їх в атмосферу

За ці роки сумарний скид за сумарною радіоактивністю досяг 4500 ПБк, що цілком порівняно з Чорнобильським викидом. І на основі наведених схем міграції, особливо першої, не важко уявити шляхи міграції радіонуклідів за цієї ситуації: вода звичайними шляхами надходить до тварин і людини, через іригаційні системи безпосередньо до рослин при дощуванні або через ґрунт, забруднюючи і його; під час весняних повеней річка і озеро затоплюють береги і заплави, які висихають влітку і під час пилового підйому стають джерелом забруднення нижніх шарів атмосфери і знову ґрунту, рослин, водойм, тварин і

людини.

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

Деякі країни використовували моря у якості місць захоронення радіоактивних відходів військово-морського і цивільного атомних флотів. Так, Радянський Союз у 60-х рр. затопив у північних морях три реактори підводних човнів з відпрацьованим ядерним паливом, реактор з відпрацьованим атомним паливом найбільшого на той час атомного криголаму «Ленін», велику кількість сталевих контейнерів з радіоактивними відходами. Експедиційні обстеження місць захоронення, здійснені у 90-х роках, виявили підвищений вміст радіонуклідів ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{240}Pu в воді і донних відкладах поблизу затоплених об'єктів, що свідчить про витік радіоактивних речовин.

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

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

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

Нижче розглянуто більш детально окремі ланки біологічних та трофічних ланцюгів міграції радіоактивних речовин.

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

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

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

Тропосферні випадання радіоактивних речовин відбуваються при висоті викиду до 10 км. Тропосферні вітри переносять радіоактивні опади у напрямі з заходу на схід, і радіоактивна хмара за 2–6 тижнів встигає обігнути земну кулю. Саме тропосферні випадання були характерними для аварії на Чорнобильській АЕС. Протягом 15 діб аварії висхідний потік продуктів горіння підіймав

радіоактивні речовини у тропосфері на висоту до 7 км. Радіоактивні випадання з нижніх шарів хмари вже через 1–3 доби були виявлені у багатьох країнах Європи, а з верхніх – через 10–12 діб в Японії, Канаді, США. Трохи більше, ніж за два тижні радіоактивна хмара обійшла Землю у зоні північної її півкулі і повернулася у Європу із заходу.

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

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

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

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

Контрольні запитання та завдання:

1. *Які основні шляхи міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища і сільського господарства?*
2. *Поняття трофічного, або харчового, ланцюга.*
3. *Що таке коефіцієнт накопичення і коефіцієнт переходу радіонукліда?*
4. *Назвіть чинники, що визначають міграцію радіонуклідів в атмосфері.*

4.2. Міграція радіонуклідів в ґрунті

Ґрунт є основним джерелом постачання в біосферу природних радіонуклідів. І як свідчить рис. 4.1, хоча і не однією, але головною ланкою, у яку надходять штучні радіонукліди з атмосфери.

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

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

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

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

Виділяють дві основні групи факторів, які ведуть до зміни рухливості і біологічної доступності радіонуклідів у часі. Перша з них зумовлює так зване «старіння» радіонуклідів. Суть старіння в тому, що з часом в результаті їх

дифузії у кристалічну структуру деяких мінералів, утворення різних комплексних сполук, агрегування частинок у більш крупні, зменшується їх рухливість у ґрунті. Добре відоме «старіння» радіонуклідів цезію, наслідком якого є поступове зниження їх доступності для кореневого засвоєння рослинами.

Під впливом другої групи факторів рухливість радіонуклідів і їх біологічна доступність, навпаки, можуть зростати. Так, великодисперсні частинки з часом в ґрунті під впливом води, кисню, діяльності мікрофлори та інших факторів можуть руйнуватися, перетворюючись у дрібнодисперсні. Радіонукліди, що входять до їхнього складу, переходять із важкодоступних форм у більш доступні, які краще розчиняються у ґрунтовому розчині, швидше засвоюються рослинами.

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

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

Сорбційна здатність ґрунтів зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів. Криві (рис. 4.3) свідчать про те, що навіть в межах одного типу ґрунтів в залежності від кількості фракції глинистих частинок діаметром менше 0,001 мм накопичення радіонуклідів рослинами може змінюватись на порядок.

Найбільш міцно утримуються радіоактивні продукти поділу муловою фракцією ґрунту. Крім того, дрібнодисперсні глинисті і мулові фракції ґрунту містять більшу кількість мінералів монтморилонітової групи, групи слюд і

гідрослюд, які належать до трьохшарових мінералів, що мають високу вбирну здатність.

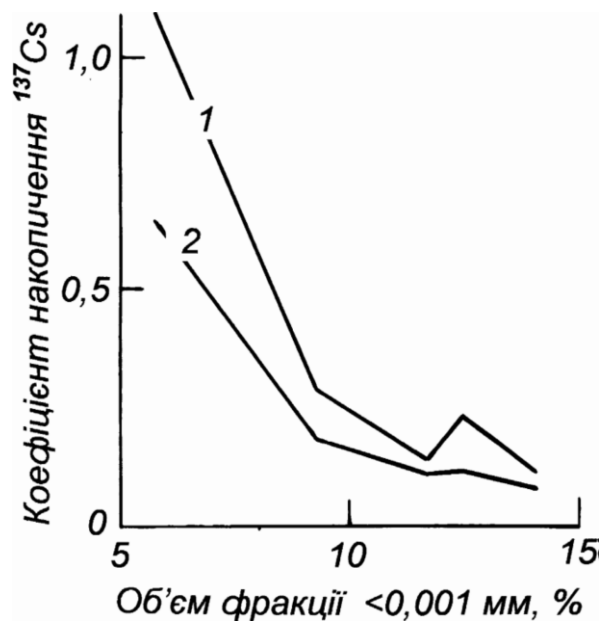


Рис. 4.3. Вплив гранулометричного складу дерново-підзолистого ґрунту на надходження ^{137}Cs в соломі (1) і зерно (2) вівса

Переважаючими ж мінералами фракцій піску, навіть дрібного, є кварц і польові шпати, сорбційні властивості яких дуже низькі. Дрібно пиловаті і мулисті частинки високодисперсних фракцій ґрунтів містять і найбільшу кількість органічних речовин, які також суттєво впливають на міграцію радіонуклідів. Зі збільшенням вмісту гумусу в ґрунті перехід в рослини радіонуклідів знижується. Це пов'язано з тим, що гумінові і фульвокислоти гумусу мають високу здатність поглинати і утримувати радіонукліди, а також утворювати з ними комплексні сполуки, надходження яких в рослини утруднене. В більш крупних фракціях пилу вміст органічних речовин різко знижується, а в дрібному піску їх майже немає. Дуже велику кількість органічних речовин (до 90%) містять торф'яні ґрунти. Однак вони в основному представлені напіврозкладеними рослинними рештками і містять мало гумусу. Мінеральна фракція, в тому числі і дрібнодисперсна, у торф'яних ґрунтах незначна. Невелика і кількість обмінних катіонів. Тому ємність поглинання торф'яних ґрунтів невисока і здатність до утримування радіонуклідів порівняно низька.

В цілому перераховані властивості ґрунтів формують в них певний

неспецифічний рівень здатності до сорбції і утримування радіонуклідів. В порядку зростання здатності різних типів ґрунтів сорбувати радіонукліди їх можна розподілити у такій послідовності: торф'яні – підзолисті – дерново-підзолисті – сірі лісові – лугові – сіроземи – каштанові – чорноземи.

Роль агрохімічних властивостей ґрунту. Радіонукліди звичайно знаходяться в ґрунтах в ультрамікрокількостях. Так, при вмісті ^{137}Cs $3,7 \cdot 10^4$ Бк/м² (1 Кі/км²) – рівень, вище якого ґрунти зараз прийнято вважати забрудненими, масова його концентрація у орному шарі складає $3,9 \cdot 10^{-12}$ %, а ^{90}Sr – ще менше – $2,4 \cdot 10^{-12}$ %. Це відповідає приблизно величині 10^{-5} г/м², або 10 г/км². Такі низькі концентрації радіонуклідів у ґрунтах повинні зумовлювати суттєву залежність їх поведінки від вмісту відповідних стабільних ізотопів, елементів, схожих з ними за фізико-хімічними властивостями, деяких хімічних характеристик ґрунтів.

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

Дуже великий вплив на міграцію і доступність радіонуклідів в ґрунтах має вміст обмінного кальцію, який характеризує їхню так звану «карбонатність». В багатьох ґрунтах, переважно недостатньо зволжених територій, вміст карбонатів досить значний. Зі збільшенням їх вмісту надходження ^{90}Sr з ґрунту в рослини знижується. Наведені в табл. 4.1 дані свідчать, що зі збільшенням вмісту карбонатів в чорноземах від 0 до 3,2% накопичення ^{90}Sr рослинами знижується в 1,3–2,5 рази, а надходження ^{137}Cs зростає.

Зменшення надходження ^{90}Sr в рослини на карбонатних ґрунтах пояснюється звичайно двома причинами. По-перше, при високому рівні карбонатів може відбуватися необмінна фіксація радіонукліда. По-друге, стронцій і кальцій є хімічними аналогами. При надходженні в рослини, як і взагалі в живий організм, між ними можуть виникати певні конкурентні взаємовідносини і кальцій, як елемент, вміст якого у земній корі (2,96%) на декілька порядків перевищує загальний вміст стронцію ($3,4 \cdot 10^{-20}$ %), може виступати у ролі своєрідного дискримінатора, який обмежує надходження стронцію, в тому числі і його радіоактивних ізотопів. Не тільки з підвищенням

Коефіцієнти накопичення (KH) ^{90}Sr і ^{137}Cs рослинами в залежності від ступеня карбонатності чорноземів

Рослина	Вміст карбонатів, %			
	0	0,7	2,2	3,2
^{90}Sr				
Капуста (качани)	0,19	0,16	0,17	0,08
Помідор (плоди)	0,36	0,22	0,16	0,25
Цибуля (цибулина)	0,98	0,80	0,85	0,74
Кукурудза (на силос)	0,88	0,58	0,59	0,74
^{137}Cs				
Капуста (качани)	0,04	0,06	0,06	0,12
Помідор (плоди)	0,04	0,06	0,08	0,14
Цибуля (цибулини)	0,05	0,05	0,06	0,07
Кукурудза (на силос)	0,04	0,05	0,10	0,07

карбонатності ґрунту, тобто зі збільшенням в ньому вмісту аніонів CO_3^{2-} , але й із зростанням концентрації аніонів PO_4^{3-} і SO_4^{2-} , збільшується сорбція ^{90}Sr за рахунок співосідання важкорозчинних і слабо засвоюваних рослинами сполук стронцію. Тому в ґрунтах з підвищеним вмістом обмінних форм фосфору і сірки, особливо перших, спостерігається зниження переходу ^{90}Sr в рослини. Збільшення в ґрунті вмісту обмінного калію знижує міграцію і надходження в рослини ^{137}Cs . З одного боку, це пов'язане з тим, що при великій кількості в ґрунті калію відбувається заміна на нього всіх обмінних катіонів ґрунту, що збільшує сорбцію і закріплення цезію. З другого – з тим, що між калієм і цезієм, як між хімічними аналогами, виникають конкурентні відношення при надходженні в рослини, схожі з тими, що проявляються між кальцієм і стронцієм.

Поглинання і сорбція радіонуклідів ґрунтом дуже залежить від вмісту в ньому відповідних стабільних нуклідів – чим вище вміст стабільних, тим менше радіоактивних закріплюється в ґрунті і більше надходить у рослини. Цей ефект пояснюється простим розбавленням радіонуклідів в ґрунті за рахунок стабільних і зменшенням частки радіоактивних в загальному закріпленні елемента.

На особливу увагу заслуговує один з основних природних радіоактивних «забруднювачів» ґрунту і біосфери – ^{40}K . Його вміст в орному шарі досить великий – $2,7\text{--}21,6 \cdot 10^4$ Бк/м² (0,7–5,8 Кі/км²). Максимальну радіоактивність за рахунок ^{40}K мають ґрунти, що розвивались на кислих магматичних породах і

містять мінерали з великим вмістом калію – біотит, мусковіт, ортоклаз. В процесі господарської діяльності потоки калію, а разом з ним і ^{40}K , в біосфері зростають. При середніх нормах внесення калійних добрив 60 кг/га у ґрунт надходить $1,35 \cdot 10^6$ Бк ^{40}K . При разовому внесенні це не призведе до помітного збільшення вмісту ^{40}K , але при багаторічному внесенні калійних добрив може вплинути на його баланс. Міграція ^{40}K у ґрунті, надходження в рослини і наступний рух ланками біологічного ланцюжка повністю визначається поведінкою його стабільних носіїв – ^{39}K і ^{41}K і залежить від багатьох уже відмічених властивостей ґрунтів: карбонатності, реакції середовища, вмісту різних катіонів, і в першу чергу, натрію, концентрації аніонів та ін. Але при всякому зменшенні надходження ^{40}K спостерігається і зниження надходження калію в цілому. Він же є одним із основних біогенних елементів.

Вплив погодно-кліматичних умов. Рух повітря, атмосферні опади, температура довкілля та деякі інші явища, що характеризують особливості погодно-кліматичних умов, відіграють важливу роль в міграції радіонуклідів не тільки в атмосфері, але і в ґрунті. Величезне значення щодо їх розповсюдження має рух повітря, тобто вітер. За рахунок вітрового підняття з поверхні ґрунту і переносу стає можливим вторинне, надзвичайно швидке переміщення радіоактивних речовин на відстані десятків кілометрів від місця їх випадання, що може обумовити забруднення або підвищення рівня забруднення більш чистих ґрунтів.

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

Найбільш важливим фактором, що впливає на вітровий підйом радіоактивних частинок, є швидкість руху повітря. Підйом ґрунтових частинок відбувається швидше із сухої поверхні, розораних полів, схилів, які продуваються вітрами. Сезон року, коли відбулося радіонуклідне забруднення середовища, в значній мірі визначає взаємодію радіонуклідів з ґрунтом. Вона буде мінімальною у зимовий період при низьких температурах та твердих атмосферних опадах. Плюсowi ж температури і висока вологість ґрунту влітку

посилюють її.

Радіоактивні частинки, потрапляючи на поверхню ґрунту, втягуються в процеси вертикальної міграції углибину ґрунту, які мають досить важливе значення. Це зумовлює зниження потужності дози випромінювання радіонуклідів над поверхнею ґрунту, зменшення їх вторинного переносу вітром та поверхневими водами. В той же час може значно змінюватись кількість радіонуклідів, що надходять в рослини та переходять в ґрунтові води.

Швидкість вертикального перенесення радіонуклідів в ґрунті у значній мірі визначається вище перерахованими властивостями радіонуклідів, механічним та мінералогічним складом ґрунту, його агрохімічними характеристиками. Але головним чином вона залежить від кількості атмосферних опадів. Частинки найрізноманітніших розмірів з током води можуть проникати углибину тріщинками, утвореними в суху погоду, ходами черв'яків та інших організмів. Це – звичайна фільтрація – рух рідини через пористе середовище під впливом гравітаційних сил. Певну роль грає дифузійний рух – переміщення радіонуклідів в напрямку градієнта концентрації – її вирівнюванню; конвекційне перенесення – це вертикальне переміщення радіонуклідів з водою, викликане зміною її густини в результаті різниці температури або солоності.

Взагалі ж процес вертикальної міграції радіонуклідів йде досить повільно. Так, в зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах легкого механічного складу через 24 роки після випадання радіоактивних продуктів, близько 90% кількості радіонуклідів містилось у верхньому 15–20-сантиметровому шарі (рис. 4.4).

На ґрунтах більш важкого механічного складу з багатим ґрунтовим вбирним комплексом вертикальна міграція радіонуклідів відбувається ще повільніше. На всіх типах ґрунтів ^{90}Sr проникає на більшу глибину, ніж ^{137}Cs . Це, безперечно, пов'язане з більшою розчинністю стронцію і «старінням» цезію.

Значний вплив мають погодно-кліматичні умови на горизонтальну міграцію радіонуклідів – їх перенесення по поверхні ґрунту. При сильних зливових дощах в літньо-осінній період можливий значний змив радіонуклідів з площ водозборів у водойми та забруднення ними річок, озер, водосховищ – джерел питної та поливної води. Аналогічна ситуація може виникнути при формуванні потужного снігового покриву у зимовий період та різкому

підвищенні температури весною, коли при швидкому таненні снігу і слабкій фільтрації опадів у мерзлий ґрунт посилюється перенесення радіонуклідів по поверхні.

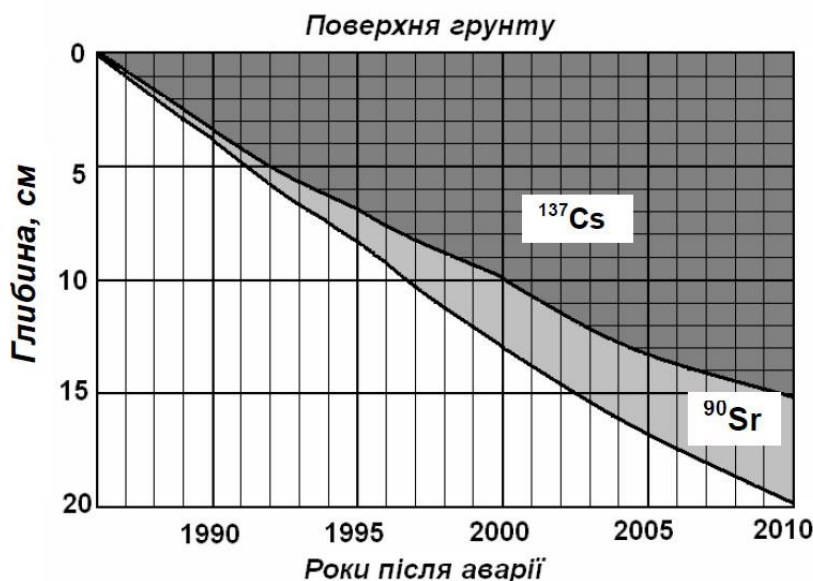


Рис. 4.4. Швидкість вертикальної міграції радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в дерново-підзолистому ґрунті з роками після аварії на Чорнобильській АЕС

В процесах горизонтальної міграції велику роль відіграють особливості рельєфу місцевості, наявність на ній рослинності. Специфічні нерівності поверхні, лісові насадження та буяння трав'янистих рослин при певних поєднаннях можуть практично повністю затримувати поверхневий стік радіонуклідів. В той же час круті схили, відсутність рослин посилюють його.

Контрольні запитання та завдання:

1. Які основні види міграції радіонуклідів в ґрунті?
2. Який вплив фізико-хімічних властивостей радіонуклідів на їхню міграцію в ґрунті?
3. Значення механічного та мінералогічного складу ґрунту в міграції радіонуклідів.
4. Вплив агрохімічних властивостей ґрунту на міграцію радіонуклідів та їхній перехід в рослини.
5. Вплив погодно-кліматичних умов на міграцію радіонуклідів.
6. Яка роль рельєфу місцевості в міграції радіонуклідів?

4.3. Надходження радіонуклідів в рослини. Особливості міграції радіонуклідів в лісових біоценозах

Рослини при повній відсутності наявних ознак радіаційного ураження можуть нагромаджувати значні кількості радіоактивних речовин, зокрема ^{90}Sr і ^{137}Cs , внаслідок чого може виявитись неможливим використання врожаю для харчування людини або годівлі тварин. У зв'язку з цим надзвичайно важливим стає вивчення закономірностей надходження, нагромадження та розподілу окремих радіонуклідів в продуктивних органах сільськогосподарських рослин.

Було помічено, що ^{90}Sr поводить себе подібно до кальцію, а ^{137}Cs – до калію. Було виявлено, що максимальна концентрація ^{90}Sr завжди спостерігається у тих видів рослин, які багаті на кальцій – у відомих *кальцефілів* рослин родини бобових, деяких представників родин розоцвітих, жовтцевих, а найбільша кількість ^{137}Cs – в рослинах багатих на калій – *калієфілів* картоплі, буряків, капусти, кукурудзи, вівсу, льону, соняшнику та інших.

У цьому не можна вбачати нічого дивного, так як уже згадувалось, стронцій перебуває у тій же самій другій головній підгрупі елементів періодичної системи Д. І. Менделєєва, що і кальцій, а цезій – у першій головній підгрупі поряд з калієм. Хімічні ж елементи об'єднані в групи згідно з тотожністю деяких хімічних властивостей. Саме тому стронцій має властивості аналогічні кальцію, а цезій – калію, так, як і інші елементи, що належать до цих груп.

Вище вже було відзначено, що радіоактивні речовини надходять до рослин двома основними шляхами: через надземні органи (некореневе, або аеральне, надходження) і через кореневу систему з ґрунту (кореневе надходження). Надходження через надземні органи можливе головним чином лише в період випадання радіоактивних частинок з атмосфери, тоді як поглинання через коріння може відбуватися протягом десятків років.

4.3.1. Позакореневе надходження

Можливість надходження радіонуклідів в рослини через поверхню листя та інших надземних органів була встановлена ще в дослідах з некореневим підживленням мінеральними елементами. Найбільш активно радіоактивні

речовини поглинаються листям (листо́ве поглина́ння) та квітками (флора́льне поглина́ння). Виділяють також поглинання з дернини поверхневим корінням. Але воно властиве тільки для тих видів рослин, які мають таке коріння.

Листо́ве поглина́ння радіоактивних речовин характерне практично для всіх видів рослин за винятком, можливо, деяких видів ксерофітів – рослин, покритих товстою кутикунізованою оболонкою, з незначною кількістю продихів та видозміненим у колючки листям.

Для багатьох видів важливим є також *флора́льне поглина́ння радіоактивних речовин*. Його питомий внесок визначається розміром квітки, її формою, місцем розташування квітки в суцвітті, на рослині. Зрозуміло, що великі квітки розоцвітих, суцвіття хлібних злаків, які розміщені на відкритих частинах рослин, вбирають більше радіоактивних речовин, ніж рослини, що мають невеликі квітки, які розташовані поодинокі. У випадках флорального поглинання може відбуватися суто механічний захват великих радіоактивних частинок квітками з наступним їх включення до плоду. Саме така ситуація склалася в Україні з плодово-ягідними культурами навесні 1986 р., коли розпал аварії на Чорнобильській АЕС співпав з періодом масового цвітіння садів. В результаті фрукти і ягоди врожаю того року на значній території північної частини України містили рівні радіонуклідів, що перевищували допустимі санітарно-гігієнічні нормативи.

Обов'язковою умовою для проникнення радіонуклідів всередину рослини є наявність вологи. Змачуваність листя різних видів рослин залежить від дуже багатьох факторів: форми листя, опушення, товщини кутикули, наявності в ній жирів, віку листя, нарешті води в самому листі. Чим довше відбувається контакт вологи з поверхнею листя, тим більше радіоактивних речовин надходить до нього. Тривалість зволоження залежить від температури, вологості, руху повітря, тобто факторів, які впливають на швидкість випаровування. Через молоді листя радіонукліди проникають швидше, ніж через старіші. Товста кутикула та підвищений вміст у ній жирів становлять перепону для їх надходження. Радіонукліди, як і звичайні елементи живлення, надходять всередину листя шляхом поглинання та обміну з кутикулою та стінками клітин. Певну роль можуть відігравати продихи, хоча питомий внесок їх у цей процес поки що не оцінений.

Частина поглинутих радіоактивних речовин може залишатися в регіоні їх

проникнення в рослину, а частина, що включається в транспортні системи, може пересуватися і нагромаджуватися в усіх органах, в тому числі і господарсько-корисних, які формують урожай. Їх доля залежить від хімічних властивостей радіонуклідів, фізіологічної ролі елемента, специфіки виду рослини, її фізіологічного стану. Більш інтенсивне пересуваються по рослині радіонукліди цезію, йоду; значно повільніше – стронцію, церію, рутенію, цирконію, барію. Зокрема ^{137}Cs , потрапляючи на листя та інші частини рослини, як і калій, швидко пересувається до інших органів і здатний у досить значних кількостях нагромаджуватись як в зерні злаків і зернобобових, так і у бульбах картоплі і коренеплодах. Із загальної кількості ^{137}Cs , яка надходить в кукурудзу через листя, біля чверті накопичується у насінні. При нанесенні його на листя соняшника в насінні нагромаджується близько 20%. В той же час вміст ^{90}Sr складає лише соті і тисячні частки процента (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Вміст радіонуклідів в різних органах та частинах органів соняшнику при їх нанесенні на 16-й лист

Органи та частини органів рослини	Кількість від нанесеного, %	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Листя нижче 16-го листка	1.27	0.080
Листя вище 16-го листка	4.75	0.045
Стебло нижче 16-го листка	3.70	0.006
Стебло вище 16-го листка	7.03	0.003
Квіти	2.64	0.012
М'якоть кошика	18.46	0.010
Оболонка насінини	15.47	0.008
Ядро насінини	3.58	-

І це цілком зрозуміло. Належачи до категорії найважливіших елементів живлення, калій має надзвичайно високу здатність щодо пересування по рослині. Подібно калієві поведуть себе і його хімічні аналоги – не тільки цезій, але й рубідій, натрій, літій. Роль кальцію в організмі рослин більш скромна, він бере участь у значно меншій кількості обмінних реакцій. Тому і стронцій разом з ним надходить і нагромаджується в рослинах у значно менших кількостях. Позакореневе надходження радіоактивних речовин в рослини може відбуватися

протягом усього періоду вегетації, внаслідок чого воно залежить від ступеня наявності листя у рослин, пов'язаного з фазою їх розвитку в період випадання радіоактивних опадів.

В табл. 4.3 наведені дані про розміри первинного затримання розчину ^{90}Sr рослинами вівса та вики (горошок посівний), нанесеного за допомогою дощувальної установки в різні фази розвитку.

Таблиця 4.3

**Розміри первинного затримання розчину ^{90}Sr рослинами вівса і вики
у різні фази онтогенезу**

Рослини	Фаза розвитку	Маса рослин, г сухої речовини на посудину	Затримання нукліду, % від нанесеного
Овес	Повне куціння	8.8	9.8
	Початок молочної стиглості	108.9	20.6
Вика	Галуження	6.2	33.2
	Виповнений нижній біб	76.6	60.5

Вони свідчать, що зі збільшенням маси рослин загальна кількість затриманого радіонукліду зростала приблизно удвічі і, що дуже цікаво, рослини вики утримували його в три рази більше у порівнянні з вівсом, хоча маса останнього була вища більш, ніж на 40%. А при розрахунку на 1 г сухої речовини утримуюча здатність вики збільшується в 4–5 разів. Автори пояснюють це більш високим ступенем облистяності вики, складною будовою її листя, їх опушенням.

На позакореневе надходження радіонуклідів з радіоактивних частинок, що осіли на поверхні рослин, великий вплив мають погодні умови – частинки можуть змиватись під час дощу, здуватися вітром. Утримання радіоактивних речовин на рослинах в подібній ситуації головним чином визначається формою окремих органів, їх механічними властивостями [6].

Внаслідок вітрового підняття і переносу радіоактивного пилу з поверхні землі, а також під час дощу і штучного зрошення дощуванням стає можливим вторинне забруднення надземних частин рослин радіонуклідами. Це необхідно враховувати при розробці заходів зі зменшення їх надходження до рослин.

При аварії на Чорнобильській АЕС основна маса радіонуклідів випала протягом перших 2–3 тижнів кінця квітня – початку травня і прямому

позакореновому забрудненню були піддані в основному озимі види, природні та сіяні багаторічні трави, плодові культури. Для решти рослин основним джерелом радіонуклідного забруднення стало саме вторинне аеральне забруднення за рахунок підйому ґрунтових частинок з вітром та з бризками дощу. Внесок забруднення рослин через корені ще був незначним.

В цілому рівень забруднення рослин радіонуклідами у випадку прямого попадання на надземні частини визначається кількістю свіжих радіоактивних опадів. У той же час їх проникнення через кореневу систему залежить від загальної кількості опадів, що випали на поверхню ґрунту. І якщо з часом позакореневе надходження в рослину радіоактивних речовин зменшується, то проникнення їх з ґрунту через корені може навіть зростати.

4.3.2. Кореневе надходження

Ґрунт, як вже відзначалося, є сильним поглиначом різних елементів і речовин, в тому числі і радіоактивних. Особливо високу здатність до поглинання має поверхневий, багатий на перегній горизонт, в якому міститься основна частина ґрунтового вбирного комплексу. Саме тому природні угіддя затримують основну масу радіоактивних речовин у поверхневому 5–10-сантиметровому шарі ґрунту, в той час як на ораних землях такі речовини більш чи менш рівномірно розосереджуються по всьому профілю горизонту, що обробляється. Їх залучення до біологічного кругообігу речовин зумовлені, з одного боку, міцністю зв'язку з частинками ґрунту, і з другого – здатністю поглинатися корінням.

Щодо здатності коренів рослин поглинати радіоактивні речовини, то вона визначається багатьма факторами водночас: специфікою виду, розвитком кореневої системи, фазою розвитку рослин, їх фізіологічним станом, вологістю ґрунту, наявністю у ньому елементів живлення тощо. Зв'язування радіонуклідів ґрунтом та рослинами, фіксація біля поверхні ґрунту у зоні розміщення основної маси коріння, затримує їх вимивання і перенесення до ґрунтових вод.

Механізм засвоєння радіонуклідів коренями рослин теж не відрізняється від поглинання звичайних елементів мінерального живлення. У зв'язку з тим, що більшість радіоактивних продуктів поділу як хімічні елементи не відіграють будь-якої ролі у перебігу фізіолого-біохімічних процесів і потрапляють в рослини у дуже незначних кількостях, при розгляді закономірностей щодо їх

транспорту тканинами рослин можливим впливом іонізуючого випромінювання на метаболізм, а також участю їх в процесах обміну речовин можна знехтувати.

Поглинання радіонуклідів коренями, рух їх по рослині і розподіл по окремих органах в значній мірі зумовлені їх хімічними властивостями. Ізотопи цезію і стронцію, які мають багато подібного, відповідно, до калію і кальцію, надходять до рослин з ґрунту у великих кількостях (табл. 4.4).

Таблиця 4.4

**Коефіцієнти накопичення (*KH*) радіонуклідів
рослинами (Р. М. Алексахін, 1992)**

Радіонуклід	<i>KH</i>	Радіонуклід	<i>KH</i>
³⁵ S	20-60	^{141,144} Ce	$6 \cdot 10^{-4}$ - $3 \cdot 10^{-3}$
⁴⁵ Ca	$(4-6) \cdot 10^{-2}$	¹⁴⁷ Pm	$3 \cdot 10^{-5}$ - $3 \cdot 10^{-4}$
⁵⁴ Mn	0,02-15	¹⁹⁵ W	0.13-0.3
^{55,59} Fe	$(1-8) \cdot 10^{-2}$	²¹⁰ Po	$1 \cdot 10^{-3}$ - $1 \cdot 10^{-2}$
⁶⁰ Co	$4 \cdot 10^{-3}$ - $5 \cdot 10^{-2}$	²¹⁰ Pb	0.05-0.43
⁶⁵ Zn	3.3-15	²²⁶ Ra	$1 \cdot 10^{-3}$ - $4 \cdot 10^{-2}$
⁹⁰ Sr	0.02-12	²³² Th	$1 \cdot 10^{-3}$ - $7 \cdot 10^{-1}$
⁹¹ Y	$3 \cdot 10^{-5}$ - $7 \cdot 10^{-4}$	²³⁷ Np	$n \cdot 10^{-2}$ - $n \cdot 10^{-1}$
⁹⁵ Zr	$3 \cdot 10^{-3}$ - $8 \cdot 10^{-2}$	²³⁸ U	$1 \cdot 10^{-3}$ - $1 \cdot 10^{-1}$
^{103,106} Ru	$(2-3) \cdot 10^{-3}$	²³⁸ Pu	$1.6 \cdot 10^{-4}$ - $1 \cdot 10^{-1}$
¹¹⁵ Cd	$(4.3-8.5) \cdot 10^{-2}$	^{239,240} Pu	$n \cdot 10^{-8}$ -100
^{134,137} Cs	0.02-1.1	²⁴¹ Am	$n \cdot 10^{-6}$ - 10^{-1}
¹⁴⁰ Ba	$(2-5) \cdot 10^{-2}$	²⁴⁴ Cm	$n \cdot 10^{-4}$ - $n \cdot 10^{-3}$

Радіонукліди ⁶⁰Co, ⁹¹Y, ^{103,106}Ru, ^{141,144}Ce, ¹⁴⁷Pm, актиноїди нагромаджуються у кількостях на декілька порядків менших. Великі значення *KH* має сірка, яка є досить важливим для живих організмів макроелементом, близькі до неї значення можуть досягати деякі мікроелементи (залізо, марганець, цинк), котрі також відіграють значну роль у метаболізмі. При цьому ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr легко і швидко пересуваються по рослині, в той час як більшість ізотопів нагромаджується переважно у коренях і далі практично не пересувається (табл. 4.5).

**Розподіл радіонуклідів по органах пшениці при надходженні
через корені (І. В. Гулякін, К. В. Юдинцева, 1973)**

Радіо- нукліди	Вміст в рослині, %		Вміст в органах надземної частини, %			
	Коріння	Надземна частина	Стебла	Листя	Колосся без зерна	Зерно
^{137}Cs	40,9	59,1	49,9	27,4	18,0	4,7
^{90}Sr	19,3	80,7	53,4	35,9	6,7	4,0
^{144}Ce	99,2	0,8	45,8	33,3	16,7	4,2
^{60}Co	91,1	8,9	66,2	4,3	16,7	12,8
^{91}Y	99,5	0,5	39,5	41,9	18,6	0
^{96}Nb	99,2	0,8	75,0	25,0	0	0
^{95}Zr	99,92	0,08	69,8	23,3	4,6	2,3
^{106}Ru	99,97	0,03	45,5	45,5	9,0	0

Розподіл радіонуклідів у надземних частинах рослин відбувається також по-різному. Близько половини їх кількості, що потрапила до рослини, нагромаджується у стеблі. Значно менше радіоактивності надходить до листя, ще менше – до колосся і лише кілька відсотків – до зерна.

Отже, можна виявити закономірну залежність – чим далі по транспортному ланцюжку від коріння знаходиться орган, тим менше, як правило, радіонуклідів він нагромаджує. У випадку з зерновими та зернобобовими видами рослин, основною продукцією котрих є зерно, ця залежність дуже відрадна. Але коли продуктивними органами є листя, а особливо підземні частини рослин – коренеплоди, цибулини, бульби доводиться мати справу з більш забрудненою продукцією.

Для відображення характеру і залежності нагромадження радіоактивних речовин у різних органах рослин від наявності їх у ґрунті використовують визначені вище *КН* і *КП*. Для більшості радіонуклідів, таких як ^{144}Ce , ^{106}Ru та інших значення *КН* становлять десятки і соті частки і рідко наближаються до одиниці, тобто концентрування їх у рослині не відбувається. Проте для ^{90}Sr та ^{137}Cs їх величини для деяких кальцефільних і калієфільних видів можуть досягати досить значних показників і навіть перевищувати одиницю.

Обсяги надходження радіонуклідів у рослини знаходяться у прямо пропорційній залежності від кількості їх у ґрунті, але обернено пропорційне

кількості в ґрунті їх хімічних аналогів. Так, при збільшенні вмісту калію в ґрунті надходження ^{137}Cs зменшується (рис. 4.5). Від забезпеченості ґрунту обмінним кальцієм залежить надходження в рослини ^{90}Sr (рис. 4.6).

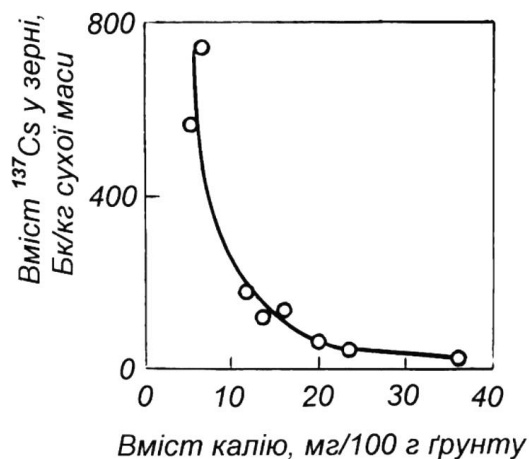


Рис. 4.5. Вплив вмісту обмінного калію в ґрунті на нагромадження ^{137}Cs в зерні ячменю

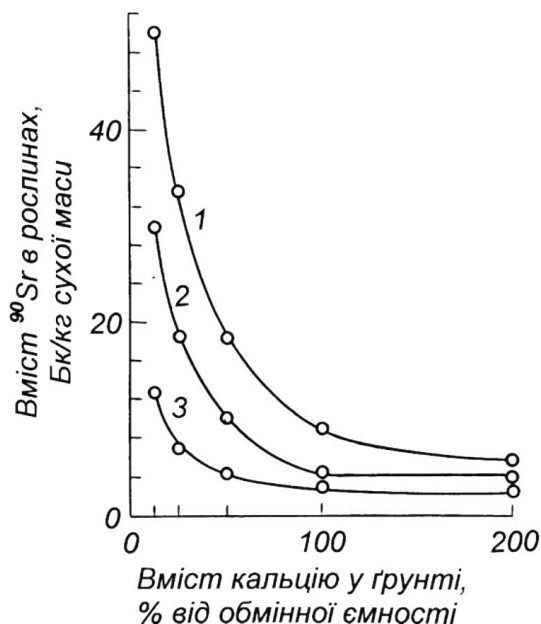


Рис. 4.6. Вплив вмісту обмінного кальцію в ґрунті на нагромадження ^{90}Sr в соломі гороху (1), бурячинні (2) і соломі вівса (3)

Вивчення закономірностей поведінки радіонуклідів у системі ґрунт–рослина, зв'язків між їх вмістом в ґрунті та накопиченням рослинами, особливостей і хімічних властивостей окремих з них, а також можливих шляхів транспорту по рослині мають велике практичне значення при прогнозуванні нагромадження їх урожаєм сільськогосподарських культур, а також розробки заходів щодо запобігання їх надходження в рослини.

4.3.3. Особливості міграції радіонуклідів в лісових біоценозах

Деревна рослинність має більш високу здатність утримувати радіоактивні опади, ніж трав'яниста. Це зумовлено великою біомасою крон, надзвичайно великою площею листяного покриву. Тому деревний ярус виконує роль своєрідного фільтра, який міцно утримує радіоактивні випадання. Під покривом

лісу знаходиться лісова підстилка, яка являє собою досить потужний шар органічних решток (хвоя, листя, дрібні гілки, відпавша кора та інші) різного ступеня розкладу, що поступово переходить у перегнійно-акумулятивний горизонт. Маючи високу утримуючу та сорбційну здатність, лісова підстилка є місцем концентрації елементів живлення і різноманітних інших речовин, в тому числі і радіоактивних.

Після осідання радіоактивних частинок на крони дерев розпочинається їх *вертикальна міграція* під впливом сил гравітації, атмосферних опадів, руху повітря, з листопадом, внаслідок чого радіоактивні речовини переміщуються в нижні шари крон і під покрив лісу. Швидкість такої міграції залежить від фізико-хімічних характеристик радіоактивних випадіннь, хімічних властивостей радіонуклідів, типу і віку деревостоїв, метеорологічних умов, пори року.

Через деякий період, який у хвойних лісах може вимірюватись роками, основна маса радіонуклідів переходить у лісову підстилку та верхній горизонт ґрунту. Як і під трав'янистою рослинністю на цілині, основна маса радіонуклідів накопичується у верхньому 10–15-сантиметровому шарі ґрунту. Саме з нього через 4–5 років в листяному лісі і через 8–10 років у хвойному, що зумовлено вже відміченими особливостями у швидкості вертикальної міграції радіонуклідів та скорішою мінералізацією листя у порівнянні з хвоєю, розпочинається активне надходження радіонуклідів у дерев'янисті рослини через корені.

Якщо механізми засвоєння радіонуклідів дерев'янистими і звичайними сільськогосподарськими рослинами практично не відрізняються, то характер їх нагромадження має принципові відмінності. Багаторічні дерев'янисті рослини, на відміну від одно-дворічних трав'янистих, акумулюють радіонукліди у деревині, корі, гілках, хвої. І хоча основна маса радіонуклідів концентрується у листі, а найменша – в деревині, багаторічний замкнутий цикл радіонуклідів листя–лісова підстилка–ґрунт–корені–стовбур–листя і так далі може призводити до значного радіонуклідного забруднення деревини і, відповідно, матеріалів, які виготовляються з неї. Тому при закладанні лісових насаджень слід враховувати різну здатність видів лісових порід до нагромадження радіонуклідів. Наприклад, відомо, що ялина і дуб нагромаджують ^{90}Sr у більших кількостях, ніж сосна та модрина, акація – в більших, ніж береза. Це також пов'язане з кальцефільністю та калієфільністю рослин, біологічними особливостями видів.

Контрольні запитання та завдання:

- 1. Які шляхи надходження радіонуклідів у рослини?*
- 2. Особливості позакореневого надходження радіонуклідів в рослини.*
- 3. Назвіть фактори, що впливають на перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини.*
- 4. Яка специфіка видів рослин щодо нагромадження окремих радіонуклідів?*
- 5. Особливості міграції радіонуклідів у лісових насадженнях.*

БІБЛІОГРАФІЧНИЙ СПИСОК

1. ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. Державні гігієнічні нормативи. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Чинні від 2000-07-12. Вид. офіц. Київ : Укр. центр держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. 121 с. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0062282-97#Text> (дата звернення: 14.11.2023).
2. ДГН 6.6.1.-6.5.061-2000. Державні гігієнічні нормативи. Норми радіаційної безпеки України; доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000). Чинні від 2000-07-12. Вид. офіц. Київ : МОЗ України, 2000. 84 с. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0116488-00#Text> (дата звернення: 14.11.2023).
3. Borzendowski J. Marie Curie: Mother of Modern Physics. New York City : Sterling Publishing Company, Inc., 2009. 124 p.
4. Білявський Г. О., Падун М. М., Фурдуй Р. С. Основи загальної екології : підруч. для ВНЗ. 2-ге вид. Київ : Либідь, 1995. 368 с.
5. Про затвердження державних санітарних правил «Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України». Документ z0552-05. *Офіційний вебпортал парламенту України*. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0552-05#Text> (дата звернення: 14.11.2023).
6. Гудков І. М. Радіобіологія : підручник для ВНЗ. Київ : НУБіП України, 2016. 485 с.
7. Радіаційна безпека : конспект лекцій / уклад. І. С. Андріанова. Одеса : ОДЕКУ, 2017. 51 с.
8. *Annals of the ICRP. Publication 103 : The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection* / ed. by J. Valentin. 2007. Vol. 37, no. 2–4. 332 p.
9. *Annals of the ICRP. ICRP Publication 60 : 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection* / ed. by H. Smith. 1991. Vol. 21, no. 1–3. 442 p.
10. Кічно В. О., Поліщук С. В., Гудков І. М. Основи радіобіології та радіоекології : навч. посіб. 3-тє вид. Київ : Хай-Тек Прес, 2010. 320 с.

11. Майбутнє атомної енергетики / Б. Патон та ін. *Вісник Національної академії наук України*. 2006. № 4. С. 3–13.
12. Іванов Є. А. Радіоекологічні дослідження : навч. посіб. Львів : Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. 149 с.
13. Заболотний О. І., Балабак А. В. Радіобіологія і радіоекологія : опор. конспект лекцій. Умань : УНУС, 2016. 51 с.
14. Конспект лекцій з дисципліни «Радіоекологія» / уклад. Р. А. Васькін. Суми : СумДУ, 2010. 115 с.
15. Кутлахмедов Ю. О., Корогодін В. І., Кольтовер В. К. Основи радіоекології : навч. посіб. / за ред. В. П. Зотова. Київ : Вища школа, 2003. 320 с.
16. Криштопа О. Н. Чернобыль. Зона отчуждения. Харьков : Клуб Семейного Досуга, 2011. 316 с.
17. Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку». Документ 39/95-ВР. *Офіційний вебпортал парламенту України*. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/39/95-вр#Text> (дата звернення: 14.11.2023).
18. Закон України «Про поводження з радіоактивними відходами». Документ 255/95-ВР. *Офіційний вебпортал парламенту України*. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/255/95-вр#Text> (дата звернення: 14.11.2023).
19. Клименко М. О., Клименко О. М., Клименко Л. В. Радіоекологія : підручник. Рівне : НУВГП, 2020. 304 с.

Навчальне видання

*Саввін Олександр Віталійович, Сухарева Марина Віталіївна
Мешикова Анжеліка Геннадіївна, Суліменко Сергій Євгенійович*

Радіоекологія

Навчальний посібник

Електронне видання

Комп'ютерна верстка О. В. Саввін
Дизайн обкладинки О. В. Саввін

Експертний висновок склав д-р техн. наук, проф. О. О. Єрьомін

Зареєстровано НМВ УДУНТ (№ 702 від 27.02.2024)

Формат 60x84 $\frac{1}{16}$. Ум. друк. арк. 8,49. Обл.-вид. арк. 7,10.
Зам. № 22

Видавець: Український державний університет науки і технологій.
вул. Лазаряна, 2, ауд. 2216, ауд. 263 (наукова бібліотека)
м. Дніпро, 49010.

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 7709 від 14.12.2022

