



Євген Іванов

Народився у м. Валуйки Белгородської області. Закінчив географічний факультет (1997) та аспірантуру (2000) Львівського університету. Кандидат географічних наук з 2001 р. У 2000–2003 – лаборант, інженер, завідувач навчальної лабораторії, асистент, з 2003 – доцент кафедри конструктивної географії і картографії.

Вивчає проблеми радіоактивного забруднення ландшафтних систем урбанізованих і гірничопромислових територій. Читає дисципліну «Радіоекологія» з 2003 р. Автор понад 210 наукових, навчально-методичних, енциклопедичних та публіцистичних робіт з конструктивної географії, геоecології, ландшафтознавства, картографії і геоінформатики, в т. ч. навчального посібника «Радіоекологічні дослідження» (2004).

Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка
79000 Львів, вул. Дорошенка, 41



Євген Іванов

РАДІАЦІЙНА ЕКОЛОГІЯ

Навчально-методичний посібник



Міністерство освіти і науки, молоді та спорту України
Львівський національний університет
імені Івана Франка

Євген Іванов

РАДІАЦІЙНА ЕКОЛОГІЯ

Навчально-методичний посібник



Львів
Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка
2011

УДК 504.064.2:550.3(621.039.7)
ББК Е081.28я73-1
І-20

Рецензенти:

д-р геогр. наук, проф. *В. Г. Гаськевич*
(Львівський національний університет імені Івана Франка)

д-р геогр. наук, проф. *І. П. Ковальчук*
(Національний університет біоресурсів і природокористування)

д-р хім. наук, проф. *Й. Й. Ятчишин*
(Національний університет “Львівська політехніка”)

Рекомендовано до друку
Вченою радою географічного факультету
Львівського національного університету імені Івана Франка.
Протокол № 14 від 20 вересня 2011 р.

Іванов Євген

І-20 **Радіаційна екологія:** Навчально-методичний посібник. – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2011. – 217 с.
Рис. 26; Табл. 22; Дод. 16; Бібліограф. назв 106.

У посібнику висвітлено основні поняття і положення радіаційної екології та актуальні проблеми вивчення. Викладено методи проведення радіаційно-екологічних досліджень та уявлення про природні і техногенні джерела радіоактивного забруднення довкілля. Розглянуто сучасну радіаційну ситуацію на Україні та особливості радіоактивного забруднення її екосистем. Проаналізовано пропозиції щодо нормування радіоактивного навантаження і радіаційно-екологічного моніторингу досліджуваних територій.

Для студентів вищих навчальних закладів напрямів підготовки “Екологія та охорона навколишнього середовища” і “Прикладна екологія та збалансоване природокористування”, а також читачів, які цікавляться проблемами радіаційної екології.

УДК
ББК Е081.28я73-1

© Іванов Є., 2011
© Львівський національний університет
імені Івана Франка, 2011

ПЕРЕДМОВА

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

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

Радіоактивне забруднення довкілля досягло глобальних катастрофічних масштабів. Воно відбувається у результаті випробувань ядерної зброї, аварій на об'єктах атомної енергетики, під час видобування й перероблення ядерного палива тощо. Найтяжчими для екосистем світу, а особливо для здоров'я людини стали екологічні наслідки найбільшої техногенної катастрофи на Чорнобильській атомній електростанції. Серйозна аварія сталася на й АЕС Фукусіма-1 в Японії, що остаточно спростувало міф щодо безпечності атомної енергетики. Отже, людство вже сьогодні повинно вчитися запобігати та протидіяти негативному впливові радіації на екосистеми.

Усвідомлення важливості *радіаційної екології* – науки, яка вивчає дію іонізуючого випромінювання на екологічні системи, її значення для розв'язання проблем оптимізації природного середовища сприяли активізації досліджень у цій галузі. Сучасні радіаційно-екологічні дослідження набули міждисциплінарного характеру на ґрунті зв'язків із суміжними науками: екологією, фізикою, хімією, географією, гео-

логією і біологією. Це зумовило широту і розмаїття їхньої науково-методологічної основи.

Останніми роками проведено великий обсяг цінних вітчизняних та закордонних радіаційно-екологічних досліджень, опубліковано чимало праць з цієї проблематики, вийшла серія підручників і навчальних посібників (Батлук, 2009; Воробьева, 2009; Маврищев, 2010; Меркулова и др., 2007; Сахаров, 2006 та ін.). У радіаційній екології постійно виникають нові факти, теоретичні положення, погляди, методи й прикладні розробки. Попри це, побутує проблема, зумовлена опрацюванням результатів досліджень, спричинена відмінністю у позиціях прихильників розвитку атомної індустрії та активних захисників довкілля. Незважаючи на відмінність у поглядах, радіаційно-екологічні дослідження збагачують новими знаннями сучасну екологію.

У пропонованому навчально-методичному посібнику зроблена спроба відобразити різноманітність ідей сучасної радіаційної екології, узгодити окремі погляди щодо відтворення картини реакції екосистем на дію іонізуючого випромінювання. Посібник складається з лекційної і практичної частини. В основу лекцій покладені результати власних радіаційно-екологічних досліджень у межах гірничопромислових територій Західного регіону України та урбоекосистем Львова; опрацювання літературних, фондових і картографічних матеріалів з радіаційної екології; використання Інтернет-ресурсів на тему радіаційної безпеки.

Структура навчально-методичного посібника зумовлена програмою спецкурсу “Радіоекологія”, який читає автор на географічному факультеті Львівського національного університету імені Івана Франка для студентів напрямів підготовки “Екологія та охорона навколишнього середовища” і “Прикладна екологія та збалансоване природокористування”. Метою вивчення приведених у програмі питань є навчити майбутніх екологів аналізувати сьогоденні та довгострокові радіаційно-екологічні проблеми практичного застосування ефективних контрзаходів із захисту людини й екосистем від наслідків техногенних радіаційних аварій. Досягти поставленої мети можливо при всебічному вивченні явищ радіо-

активності, його основних типів, джерел природного і техногенного походження, механізмів й наслідків опромінення матерії, подальшими рекомендаціями конкретних заходів та технологій запобігання радіоактивного ураження тощо.

Лекційна частина посібника складається з семи розділів, що відповідають навчальним темам спецкурсу. У першому розділі розглянуті головні поняття і положення радіаційної екології; в другому – подано методику проведення радіаційно-екологічних досліджень; у третьому – оцінені наявні джерела радіоактивного забруднення довкілля; в четвертому – на прикладах розкриті особливості радіоактивного забруднення екосистем; у п'ятому – проаналізована сучасна радіаційна ситуація в Україні; в шостому – з'ясовуються проблеми нормування радіаційного навантаження; в сьомому – рекомендовані підходи щодо вдосконалення системи радіаційно-екологічного моніторингу досліджуваної території. До кожного розділу подані контрольні запитання.

Практична частина навчально-методичного посібника включає в себе дев'ять практичних робіт, тестові завдання і контрольні запитання. У посібнику поданий рекомендований список літератури, а також наведені посилання на використані літературні джерела та адреси в Інтернеті. З метою поліпшення сприйняття матеріалу наведені додатки, у тім числі й словник головних термінів, які використовують під час радіаційно-екологічних досліджень (див. додаток А), а також предметний покажчик.

В основу навчально-методичного посібника покладено авторський посібник “Радіоекологічні дослідження” (2004), окремі положення якого переосмислено, виправлено й суттєво доповнено. Оновлення зазнали статистичні дані і картографічні матеріали.

Автор висловлює щирі подяку працівникам факультету електроніки Львівського національного університету імені Івана Франка: доценту кафедри нелінійної оптики В. А. Грабовському та завідувачу лабораторії ядерного практикуму та дозиметрії О. С. Дзендзелюку за цінні поради у процесі написання навчально-методичного посібника. Автором врахо-

вані корисні поради рецензентів, зокрема доктора географічних наук, професора В. Г. Гаськевича, доктора географічних наук, професора І. П. Ковальчука та доктора хімічних наук, професора, заслуженого діяча науки і техніки Й. Й. Ятчишина.



Розділ 1

ОСНОВНІ ПОНЯТТЯ І ПОЛОЖЕННЯ РАДІАЦІЙНОЇ ЕКОЛОГІЇ

1.1. Визначення й напрями розвитку радіаційної екології

Визначення та об'єкт радіаційної екології. Відома низка різних визначень радіаційної екології як науки, що досліджує розподіл, міграцію та кругообіг радіоактивних речовин у екологічних системах (екосистемах), а також дію іонізуючого випромінювання на біогеоценози (Батлук, 2009; Гродзинський, 2000). Водночас існує думка, що радіаційна екологія вивчає вплив іонізуючого випромінювання і радіоактивних елементів на все природне середовище та окремі його компоненти, а також екосистемну міграцію радіонуклідів (Сапожников, Бердоносів, 1995; Вороб'єва, 2009). Тобто радіаційну екологію, з одного боку, розглядають як розділ радіобіології, а з іншого – як самостійний науковий напрям, що сформувався на стику радіології й екології.

Більшість фахівців-радіологів (Ильенко, Криволуцкий, 1985; Сапожников, Бердоносів, 1995; Сахаров, 2006; Холл, 1989 та ін.) дотримуються думки, що під радіаційною екологією слід розуміти самостійний науковий напрям. На їхню думку *радіаційна екологія* – це наука, що вивчає різноманітні аспекти дії іонізуючого радіоактивного випромінювання на екосистеми різних рівнів територіально-просторової організації, у тім числі на їхні живу й неживу складові. Підтвердженням цього стала поява у переліку спеціальностей, за якими здійснюється підготовка магістрів і спеціалістів напряму підготовки “Екологія, охорона навколишнього природного середовища та збалансоване природокористування” нової спеціальності “Радіоекологія”.

Досить часто радіаційну екологію плутають з радіоекологією. Радіоекологія вивчає значно ширший спектр

електромагнітного випромінювання, у тім числі видиме світло, інфрачервоне випромінювання, широкий діапазон радіохвиль.

Будь-яка самостійна наукова дисципліна має чітко визначений об'єкт досліджень. В екології таким об'єктом вважається взаємодія живих організмів та їхніх угруповань із рештою складових довкілля. Виходячи з такого розуміння об'єктом досліджень у радіаційній екології є відповідна реакція екосистем на дію іонізуючого випромінювання.

Із поданих визначень радіоекології очевидно, що коло реальних об'єктів, у межах яких досліджується вплив іонізуючого випромінювання на навколишнє природне середовище, надзвичайно широке. Воно охоплює всі складові екосистеми: літогенну основу, ґрунтовий покрив, водне та повітряне середовища, рослинний та тваринний світ, а, зрештою, й людину. Об'єктом радіаційно-екологічного дослідження також вважається сукупність природно-антропогенних процесів, що відбуваються в екосистемах.

Напрями радіаційної екології. Унаслідок різноманітності досліджуваних екологічних об'єктів і процесів радіаційна екологія використовує різні методи досліджень, запозичивши їх у фізики, хімії, біології, генетики і географії. Відповідно до рівнів організації природних чи техногенних екосистем, у радіаційній екології виділяють розділи, які виступають як самостійні наукові напрями: радіаційна фізика, радіаційна хімія, радіобіологія (радіаційна біологія), радіаційна генетика і радіаційна географія. Зауважимо, що ці розділи радіаційної екології тісно пов'язані між собою, доповнюють один одного й у сукупності створюють загальну теорію, методологію і методику дії іонізуючого випромінювання на екосистеми.

Радіаційна фізика розглядає процеси передачі енергії компонентам навколишнього природного середовища іонізуючого випромінювання на рівні атомів і молекул. Будь-який процес у радіаційній екології розпочинається саме із взаємодії радіації з речовиною, тобто фізичного явища.

Радіаційна хімія вивчає властивості різних хімічних форм і сполук, які виникли внаслідок дії іонізуючого випромінювання із іншими речовинами та особливості їх відпо-

відних хімічних перетворень. Із застосуванням методів радіаційної хімії досліджують реакції, що відбуваються за участю змінених опроміненням активних хімічних форм молекул.

Радіобіологія (радіаційна біологія) вивчає вплив іонізуючого випромінювання на біогеоценози різних рівнів, у тім числі на тваринні та рослинні угруповання й людину. Водночас вона досліджує реакції на опромінення будь-яких біологічних систем, а також особливості процесів, що спричиняють формування екологічної відповіді біогеоценозу на негативний вплив радіації.

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

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

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

Дослідження екологічної дії іонізуючого випромінювання розпочалося відразу після відкриття цього явища *Вільгельмом Рентгеном* у 1895 р. та природної радіоактивності *Анрі Беккерелем* у 1896 р. Цією проблемою зацікавилися *Марія і П'єр Кюрі*, які у 1898 р. ввели раніше неіснуюче поняття "радіоактивність" і визначили, що уран має властивість перетворюватися в інші радіоактивні хімічні елементи. Головним об'єктом радіаційно-екологічних досліджень кінця XIX ст. залишалася будова атомів урану, радію, плутонію, цезію тощо.

На жаль, учені-першовідкривачі й зіткнулися першими із небезпечною дією іонізуючого випромінювання, а саме –

з його руйнівним впливом на тканини людини. Анрі Бекерель зазнав опіку шкіри, коли пробірку з радієм поклав до власної кишені. Марія Кюрі померла від злоякісного захворювання крові, оскільки постійно працювала з радіоактивними матеріалами.

Становлення радіаційної екології в Україні не відставало від світового рівня. Вже у 1896 р. вчені І. Тарханов та О. Кулябко виявили, що внаслідок опромінення радіацією паростків окремих рослин припиняється їхній розвиток (Гродзинський, 2000). Протягом 1986–1917 рр. в Україні створено потужну мережу рентгенодіагностичних кабінетів, а з 1910 р. в Одесі розпочала працювати потужна радіологічна лабораторія, в якій досліджували природну і техногенну радіоактивність, дію іонізуючого випромінювання, вирішували проблеми радіотерапії і дозиметрії.

Значним поштовхом у розвитку радіоекології послужило вивчення наслідків ядерного бомбардування у 1945 р. японських міст Хіросіми й Нагасакі. Саме тоді світу стало зрозуміло, що людство оволоділо вкрай небезпечною ядерною зброєю. Це підтвердили численні радіаційно-екологічні експерименти, що супроводжували багаторічні випробування ядерної зброї у ряді держав світу. Особливо гостро постала проблема забруднення довкілля у результаті цих випробувань й екологічної дії малих доз радіації. Відтак у 1950–60-х роках ХХ ст. розпочалося формування радіаційної екології як науки, яка на той час вивчала поширення у навколишньому природному середовищі продуктів поділу урану, що розносилися по всій земній кулі й у вигляді глобальних опадів осідали на поверхні континентів та океанів.

Техногенна аварія на Чорнобильській АЕС у 1986 р. викликала черговий спалах інтересу до радіаційної екології. Над екологічними проблемами, від вирішення яких залежить ефективність заходів боротьби з негативними наслідками впливу радіації на людину, починають працювати численні фахівці-екологи в Україні та за кордоном. Особливої актуальності сьогодні набувають дослідження екологічної дії малих доз опромінення на людину і навколишнє природне середовище.

1.2. Характеристика іонізуючого випромінювання

Типи іонізуючого випромінювання. Радіаційна екологія досліджує вплив на екосистеми різних рівнів радіоактивного іонізуючого випромінювання – електромагнітних хвиль, потоків заряджених елементарних частинок атома (електронів, протонів, нейтронів, позитронів) та прискорених ядер хімічних елементів. Ці типи іонізуючого випромінювання відрізняються за властивостями, що визначають характер їх взаємодії з компонентами навколишнього природного середовища.

До іонізуючого випромінювання відносять радіоактивне випромінювання різних типів, які за час проходження крізь матерію, здатні іонізувати або збуджувати атоми і молекули її хімічних елементів. Розрізняють два типи іонізуючого випромінювання – *електромагнітне* (некорпускулярне) і *корпускулярне* (Батлук, 2009; Гродзинський, 2000).

Електромагнітне випромінювання являє собою сукупність змінних станів електричного й магнітного полів, які поширюються довкіллям у вигляді хвиль. До електромагнітного випромінювання відносять *ультрафіолетові промені* з довжиною хвилі (λ) від 400 до 50 нм, *рентгенівські промені* (λ від 50 до 0,01 нм) та *гамма-випромінювання* (λ менш як 0,01 нм).

Ультрафіолетові промені мають природне походження і надходять на земну поверхню від Сонця із космічного простору. Вони шкідливі для живих складових екосистеми. Останнім часом потужність ультрафіолетового випромінювання значно збільшилася внаслідок зменшення щільності захисного озонового шару Землі і виникнення “озонових дір”. Рентгенівські промені виникають штучно у результаті гальмування заряджених частинок в електричному полі, яке й генерує це електромагнітне випромінювання. Для генерації рентгенівського випромінювання застосовують поширені у медицині рентгенівські апарати.

Корпускулярне випромінювання – це потік частинок, які мають ненульове значення маси спокою (Бак, Алексан-

дер, 1963). До цього типу випромінювання відносять потоки найменших частинок атома (електронів, протонів), ядер різних хімічних елементів (гелію, кисню та ін.), а також *нейтронів* – елементарних незаряджених частинок.

Потоки нейтронів одержують в ядерних реакторах й у спеціальних нейтронних генераторах на основі ланцюгових ядерних реакцій, які є важливою складовою випромінювання, що супроводжує будь-який атомний вибух. Особливості альфа-, бета- й електромагнітного гамма-випромінювання розглядатимемо під час вивчення властивостей радіоактивного розпаду.

Головним об'єктом радіаційно-екологічних досліджень, як уже зазначалось, є *атом*, точніше, – його будова. Атом радіоактивного елемента за будовою схожий на атоми інших хімічних елементів. Загалом він нагадує Сонячну систему у мініатюрі: довкола маленького ядра по орбітах рухаються “планети” – *електрони*. Ядро, як правило, складається з менших частинок, щільно з'єднаних між собою. Деякі з цих частинок, які мають позитивний заряд, називаються *протонами*. Число протонів у ядрі визначає вид хімічного елемента, до якого відноситься цей атом. Наприклад, ядро атома водню має лише один протон, атома кисню – 8, а урану – 92. У кожному атомі кількість електронів на орбітах дорівнює кількості протонів у ядрі. Електрони мають негативні заряди, які рівні зарядам протонів, отож у цілому заряд атома стабільного хімічного елемента є нейтральним.

В ядрі, як правило, присутні й частинки відмінного типу, які називаються *нейтронами*, оскільки вони електрично нейтральні. Ядра атомів будь-якого хімічного елемента володіють однаковою кількістю протонів, проте кількість нейтронів може бути різною. Атоми, які мають ядра з однаковим числом протонів, але відрізняються кількістю нейтронів, відносять до різновидів одного й того самого хімічного елемента. Їх називають *ізотопами* цього елемента. Щоб їх виокремити, до символу хімічного елемента приписують число, яке дорівнює сумі всіх частинок в ядрі цього ізотопу. Наприклад, різні члени радіоактивного ряду розпаду урану: уран-238 (^{238}U) має 92 протони і 146 нейтро-

нів, а уран-235 (^{235}U) має також 92 протони, але лише 143 нейтрони.

Радіоактивний розпад. Ядра ізотопів певних хімічних елементів утворюють групу *нуклідів*. Деякі нукліди зберігають стабільний стан, тобто без впливу зовнішньої дії вони ніколи не зазнають перетворень. Однак більшість нуклідів є нестабільними і періодично перетворюються в інші нукліди. Вони мають назву *радіонукліди*. Процес перетворення радіонуклідів називається *радіоактивним розпадом*.

Для прикладу розглянемо особливості процесу радіоактивного розпаду атома ^{238}U , в ядрі якого протони і нейтрони ледве утримуються силами внутрішнього зчеплення. Час від часу від атома ^{238}U відривається компактна група з чотирьох частинок: двох протонів і двох нейтронів. Таку групу називають α -частинкою, а процес відокремлення *альфа-розпадом* або *альфа-випромінюванням*.

При цьому ^{238}U перетворюється у торій-234 (^{234}Th), проте й він нестабільний. Однак трансформація ^{234}Th відбувається дещо інакше: один з нейтронів ядра змінюється на протон. Водночас один електрон втрачає пару і вилітає з атома. Такий процес називають *бета-розпадом* або *бета-випромінюванням*. Розрізняють *електронний* і *позитронний* бета-розпади. Під час таких розпадів виникає ядро нового хімічного елемента, який займає відповідно попереднє або наступне місце у таблиці Менделєєва. У нашому випадку – це протактиній-234 (^{234}Pa).

Кожний альфа- або бета-розпад супроводжується звільненням енергії, яка передається далі у вигляді короткохвильового електромагнітного випромінювання. Нестабільний радіонуклід стає настільки збудженим, що викидає порцію чистої енергії і при цьому не втрачаються будь-які його частинки. Спостерігається лише виділення γ -фотона у процесі *гамма-випромінювання*. Далі з ^{238}U відбуваються інші перетворення, що супроводжуються альфа-, бета- і гамма-випромінюванням. Весь цей довгий ланцюг радіоактивних перетворень закінчується стабільним нуклідом свинцю.

Деякі радіонукліди перебувають у нестабільному стані, однак по-різному. Наприклад, ^{234}Pa розпадається майже

миттєво, а ^{238}U , навпаки, дуже повільно. Його *період напіврозпаду*, тобто час, за який половина атомів ^{238}U перетворюється у ^{234}Th , становить близько 4,5 млрд років.

Інтенсивність радіоактивного розпаду або кількість альфа-, бета- й гамма-розпадів упродовж секунди називають *радіоактивністю*. Одиницею вимірювання радіоактивності в системі СІ є *беккерель (Бк)*, що дорівнює одному розпаду за секунду. Досить часто використовують позасистемну одиницю *кюри (Ки)*, яка відповідає активності 1 г радону-226 (^{226}Ra) ($1 \text{ Ки} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Бк}$).

Характерним показником радіаційної небезпеки контрольованої речовини чи матеріалу є *питома радіоактивність*. Цей параметр використовують як головний критерій забрудненості продуктів харчування, питної води, ґрунту, будівельних матеріалів, сировини і продукції промислових підприємств. Виділяють *масову* та *об'ємну питому радіоактивність*, які відповідно вимірюють в Бк/кг (Ки/кг) та Бк/м³ (Ки/м³).

Дози іонізуючого випромінювання. Всі види радіоактивного випромінювання супроводжуються звільненням різної кількості енергії і високою проникною здатністю, відтак вони мають різний вплив на живі організми й екосистеми взагалі.

Альфа-випромінювання, яке являє собою потік важких частинок, затримується навіть аркушем паперу і практично не здатне проникнути через шкіру людини (рис. 1.1). Воно не є небезпечним, якщо радіоактивні речовини не потрапляють всередину організму людини через відкриту рану, з їжею або повітрям – тоді їхня дія надзвичайно шкідлива.

Бета-випромінювання має значно більшу проникність і здатне проходити в тканини організму на глибину до двох сантиметрів. Проникна здатність *гамма-випромінювання*, яке поширюється зі швидкістю світла, дуже велика. Частково воно затримується лише товстою металевою (переважно свинцевою) або бетонною плитою.

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

іонізуючого випромінювання людина може зазнати від будь-якого радіонукліда або їхньої суміші незалежно від того, містяться вони поза організмом або всередині його. Кількісний вираз енергії випромінювання, отриманої одиницею маси опроміненого тіла (складової екосистеми, тканини організму тощо), називають *поглиненою дозою*, яка в системі СІ вимірюється в *греях* ($1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж енергії, поглиненому масою в } 1 \text{ кг}$). До 50-х років ХХ ст. для вимірювання обсягу радіації широко використовували інші позасистемні одиниці поглиненої дози – *рентген (Р)* і *рад*. Один рентген відповідає ефекту дії граму радію протягом години на відстані одного метра, що визначається за ступенем почервоніння шкіри. Один рад дорівнює 0,01 Гр.

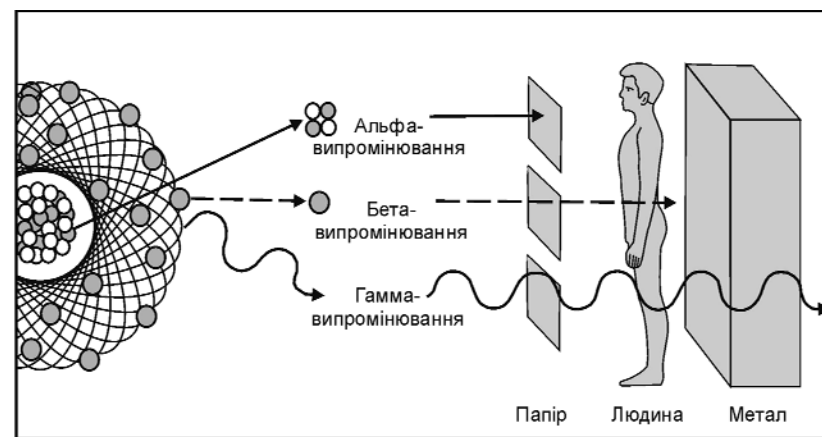


Рис. 1.1. Проникна здатність іонізуючого випромінювання (Радіація..., 1990)

Якщо кількість поглиненої енергії гамма- або рентгєнівського випромінювання розглядати не для речовини, а для повітря, то слід ввести поняття його *іонізації*. Причому, для атмосфери існує спеціальна одиниця, яка співвідносить заряд іонів кожного знаку в 1 см³ сухого повітря, що виникло у процесі його іонізації з дозою цього випромінювання. Загальний обсяг випромінювання, що викликає іонізацію називають *експозиційною дозою*, яка в системі СІ

вимірюється в кулонах на кілограм (Кл/кг). Поряд існує позасистемна одиниця вимірювання – рентген ($1 \text{ Р} = 2,58 \times 10^{-4} \text{ Кл/кг}$).

Велику роль в опроміненні всього живого в екосистемі відіграє не лише кількість іонізуючого випромінювання, поглиненого тілом, а й якість цього випромінювання. Якісна характеристика випромінювання визначається показником лінійної щільності іонізуючого потоку. Вважається, що щільність бета-, гамма- і рентгенівського випромінювання є однаковою, умовно вона приймається за одиницю. Тоді показник щільності повільних нейтронів дорівнює 5, звичайних нейтронів – 10, а α -частинок та надшвидких нейтронів – 20. Перераховану в такий спосіб дозу опромінення називають *еквівалентною дозою*. Її у системі СІ вимірюють у *зівертах* (Зв). Відома й позасистемна одиниця еквівалентної дози – *бер* (1 бер = 0,01 Зв).

Водночас важливо врахувати й те, що не всі частини тіла людини (органи, тканини) чи інших організмів екосистем мають однакову чутливість. Наприклад, при однаковій еквівалентній дозі опромінення виникнення раку в легенях людини більш вірогідне, ніж у її щитовидній залозі. Саме тому дози опромінення для різних органів і тканин необхідно перераховувати за різними коефіцієнтами. Підсумувавши ці коефіцієнти по всіх тканинах людини, отримують *ефективну еквівалентну дозу*. Найменш чутливою до опромінення є шкіра і поверхня кісток людини, а найбільш – яєчники і сім'яники.

Усе це характеризує лише індивідуальні дози іонізуючого випромінювання. Підсумувавши індивідуальні ефективні еквівалентні дози, здобуті певною групою людей, ми виявляємо *колективну ефективну еквівалентну дозу*, вимірювану в *людино-зівертах* (люд-Зв). Більшість відомих радіонуклідів розпадаються надзвичайно повільно, відтак вони залишаться радіоактивними й у далекому майбутньому. Колективну ефективну еквівалентну дозу, яка припадає на кілька поколінь від певного джерела іонізуючого випромінювання за весь час його існування, називають *повною (очікуваною) колективною ефективною еквівалентною дозою*.

З метою прогнозування інтенсивності радіоактивного впливу на довкілля і людину введене поняття *потужності дози*. Відповідні потужності поглиненої, експозиційної чи еквівалентної доз дорівнюють кількості енергії, що отримана будь-якою речовиною за одиницю часу від джерела радіації. Наприклад, дозиметр показує потужність еквівалентної дози гранітних сходів – 0,8 мкЗв/год. За умов, якщо людина просидить на цих сходах 5 годин, вона отримає таку дозу радіаційного опромінення: $0,8 \text{ мкЗв/год} \times 5 \text{ год} = 4 \text{ мкЗв}$ (400 мкбер), що в 25–50 разів вище дози отриманої нею від сонячної радіації за аналогічний період часу.

Розглянуті величини доз іонізуючого випромінювання використовують не лише для нормування дозових навантажень людини, але й для всієї екосистеми чи будь-якого її компонента.

1.3. Вплив радіації на екосистеми

Мирна атомна промисловість та військова ядерна індустрія виробляють значну кількість штучних (техногенних) радіоактивних ізотопів. Більшість з цих радіонуклідів різними шляхами потрапляють у навколишнє природне середовище, впливаючи на всі без винятку компоненти екосистеми. Сьогодні практично неможливо дослідити характеристики впливу техногенних радіонуклідів на екосистеми. Завжди існуватиме небезпека того, що деякі екосистеми виявляться особливо чутливими до дії іонізуючого випромінювання навіть у малих дозах.

Вплив радіоактивного іонізуючого випромінювання, або просто *радіації*, на екосистеми є різноманітним. Знання людини, які набуваються на ґрунті проведених радіаційно-екологічних досліджень, постійно розширюються. Розглянемо лише окремі аспекти впливу радіації на екосистеми, особливо на людину, рослинний і тваринний світ.

Дія радіації на екосистеми. Зрозуміло, що здоров'я будь-якої людини залежить від радіаційної ситуації як на планеті загалом, так і у конкретних екосистемах, місця її проживання зокрема.

Радіаційна екологія простежує шлях транспортування радіонуклідів від абіотичних компонентів екосистем ланцюгами живлення аж до консументів, тобто весь *екологічний експозиційний шлях*. Радіонукліди впливають на біоценоз на кожному трофічному рівні (Гайнріх, Гергт, 2001). *Фізичним експозиційним шляхом* радіонукліди виходять з промислового устаткування димарями чи зі стічними водами і безпосередньо опромінюють живі організми (забруднення, підтоплення). Через вдихання (інгаляцію) газоподібних речовин й аерозолей та приймання їжі радіонукліди потрапляють *фізіологічним експозиційним шляхом* у тіло організму, де поширюються та опромінюють його зсередини.

Проходження радіонуклідів в екосистемі залежить від структури ґрунту, яка з різною силою зв'язує їхні атоми. Швидкість проникнення в біоценози визначається типом рослин, їхнім віком, температурою та вологістю, а також складом поживних речовин ґрунту. Потрапляння радіонуклідів до консументів також залежить від їх типу і віку, стану живлення та забезпечення вітамінами і мікроелементами (Гайнріх, Гергт, 2001). Загалом, збільшення потужності дози радіації призводить до посилення трансформації біоценозів і, зрештою, екосистеми (рис. 1.2).



Рис. 1.2. Трансформація екосистем зі збільшенням потужності дози опромінення (Гайнріх, Гергт, 2001)

Рослини мають різну чутливість до дії іонізуючого випромінювання. Уповільнення росту та часткове відмирання нестійких і пошкоджених видів рослин свідчить про значну

потужність дози опромінення цієї екосистеми. Тварини на вплив радіації реагують значно чутливіше, ніж рослини, причому на різних стадіях їхнього розвитку по-іншому. Небезпека опромінення зменшується від вищих хребетних тварин до нижчих і комах й одноклітинних.

Однак сучасні уявлення про механізми впливу малих доз радіації на екосистеми (Яблоков, 2002) заперечують раніше поширене твердження, що інтенсивний радіаційний вплив викликає відповідну реакцію і відповідь екосистеми, і, навпаки, за слабкої дії радіації екосистеми зазнають незначних їх впливів. Слабкі, проте постійні радіаційні впливи на екосистеми можуть спричинити значні, часом непередбачувані, екологічні ефекти.

Різні способи передачі дози радіації компонентам навколишнього природного середовища визначають особливості негативних динамічних процесів, що розвиваються унаслідок *опромінення*. Якщо дозу отримано за відносно короткий проміжок часу, протягом якого не встигає змінитися існуючий стан екосистеми, опромінення називають *гострим*. Нагромадження дози, яке досягається за рахунок багаторазового гострого опромінення, вважається *гострим фракціонованим*.

Спосіб радіаційного впливу, коли екосистема отримує дозу за період, значно перевищуючий тривалість гострого опромінення, а під час опромінення її стан функціонування екосистеми може істотно змінюватися, називають *пролонгованим*. Пролонговане опромінення буває безперервним і фракціонованим. Якщо екосистема зазнає дії радіації протягом усього часу існування, то таке опромінення вважають *хронічним*.

Важливо враховувати, що дія багаторазових гострих або пролонгованих опромінь на екосистеми може виявитися не відразу, а через декілька (іноді навіть десятків) років. Цей *латентний* (прихований) період різний для окремих компонентів навколишнього природного середовища.

Залежність ефекту радіоактивного забруднення екосистеми від дози отриманої нею опромінення є нелінійною функцією. В певних інтервалах малі дози радіації викли-

кають сильніший ефект радіоактивного забруднення екосистеми, ніж більші за величиною (рис. 1.3).

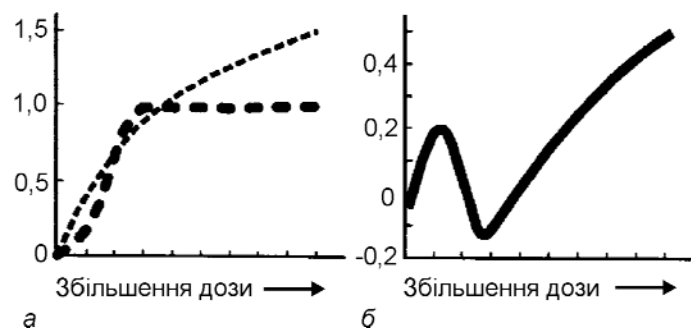


Рис. 1.3. Залежність радіоактивного забруднення екосистеми від потужності дози опромінення:

а – світлий пунктир – негативний вплив; жирний пунктир – активність процесу відновлення; б – підсумкова дозова залежність. За абсцисою – доза радіації; за ординатою – екологічний ефект у відносних одиницях

Складність визначення впливу малих доз радіації на довкілля полягає в недостатньому розумінні двох процесів – акумуляції радіонуклідів і синергізму дії радіації та інших негативних чинників навколишнього природного середовища. Перший процес вивчений глибше, його зміст полягає у багаторазовому збільшенні концентрації різних радіонуклідів з трьох причин: *фізичної акумуляції*, *ландшафтної акумуляції* і *біоакумуляції* в живих організмах екосистем.

Явище фізичної акумуляції радіоактивних речовин загалом вважається мало вивченим. Відомо, що накопичення радіонуклідів у масштабах усієї атмосфери планети підвищується в межах певних географічних широт (Часников, 1996). На процес концентрації радіонуклідів також впливають потужні геомагнітні поля та електростатичні сили. Прикладом ландшафтної акумуляції служить явище накопичення радіоактивних речовин на стокових або понижених ділянках ландшафту, а саме – у заплавах, ярах, балках, улоговинах тощо. Біоакумуляція передбачає збільшення концентрації радіо-

нуклідів у живих організмах порівняно з їхнім рівнем у довкіллі. Таке біологічне накопичення в подальшому призводить до посилення дії радіації на ґрунтовий покрив, водні і повітряні маси екосистем.

Найскладнішим вважають явище *синергізму*, яке полягає у тому, що ефект радіоактивного забруднення багаторазово підсилюється під час одночасної його дії з хімічним (пестицидами, важкими металами, діоксидами тощо) і фізичним (електромагнітним, температурним і шумовим впливами) забрудненнями (Петин, Журавская, Пантюхина, 1999; Яблоков, 2002). Наприклад, незначний надлишок вмісту пестицидів або ртуті у ґрунтовому покриві посилює дію радіації на довкілля.

Найдосконаліше вивчений вплив радіації на живі організми. Дослідження рослинних угруповань і тваринних популяцій в межах зон підвищеного природного чи техногенного радіоактивного фону свідчить: з одного боку, спостерігається значна кількість генетичних відхилень, а з іншого – популяції стають стійкішими до радіаційного навантаження. Процеси *радіоадаптації* неможливі, якщо у біогеоценозів не існує широкої індивідуальної мінливості популяцій щодо радіочутливості, немає матеріалу для природного відбору (Позолотина, 1996).

Відомо, що будь-яка мала доза опромінення живих складових екосистеми трансформує структуру біогеоценозу в цілому, змінює його реакцію на зовнішній вплив, взаємовідносини з іншими біогеоценозами. Таке опромінення накопичується упродовж багатьох поколінь. Водночас воно призводить як до розвитку радіоадаптації, так й до численних генетичних змін у біогеоценозах, а також до підвищення чутливості до дії різноманітних деструктивних чинників. Це важливо для збереження стійкості, нормального функціонування і розвитку екосистем.

Наслідки опромінення людини. Протягом останніх 100 років людство навчилося використовувати радіонукліди з різною метою: в медицині, для виробництва енергії, для створення ядерної зброї та ін. Це зумовило збільшення дози опромінення як окремих людей, так і населення планети в

цілому. При цьому індивідуальні дози, отримані людьми від різних техногенних джерел радіації, надто відрізняються. У більшості випадків такі дози є незначними, проте іноді опромінення від штучних джерел буває в тисячі разів інтенсивніше, ніж за рахунок природних.

Після відкриття явища радіоактивності й упродовж багатьох років головним індикатором впливу на людину як на основний об'єкт радіоекологічних досліджень вважалося почервоніння шкіри. До 50-х років XX ст. єдиним чинником безпосереднього впливу радіації на організм людини вважали пряме радіаційне ураження шкіри, кісного мозку, центральної нервової системи, шлункового тракту у результаті дії *гострої променевої хвороби*.

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

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

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

Перелік наслідків дії іонізуючого випромінювання на людину постійно зростає. Сьогодні до нього входять такі захворювання (Яблоков, 2002, 2007):

- ураження гострою променевою хворобою;
- розвиток лейкозу, лейкемії та ін. пухлинних хвороб крові;
- виникнення злоякісних новоутворень (раків) будь-яких органів;
- порушення генетичного коду (мутаційні зміни);
- ураження нервової системи, кровоносних та лімфатичних судин;
- пошкодження органів зору, помутніння кришталика ока, розвиток катаракти;
- порушення обміну речовин та ендокринної рівноваги;
- виникнення тимчасової або постійної стерильності та імпотенції;
- розвиток імунodefіциту, підвищення чутливості організму до звичайних захворювань;
- порушення психічного та розумового розвитку;
- прискорення старіння організму.

Доказам того, що ці захворювання значною мірою зумовлені радіацією, присвячені численні публікації (Бочков, 1976; Гродзинский, 2000; Москалев, 1991; Шубик, 1977; Яблоков, 2001, 2007 та ін.). Матеріал для такого переліку зібраний на основі результатів аналізу вивчення наслідків радіаційних аварій (особливо на Чорнобильській АЕС), атомних бомбардувань Хіросіми й Нагасакі у 1945 році, наслідків процесу виробництва та випробування тисяч ядерних бомб, даних рентгенодіагностики і рентгенотерапії та ін.

Під тиском переконливих фактів, отриманих за результатами проведених радіаційно-екологічних досліджень владними структурами і працівниками-атомниками багатьох країн світу, поступово визнається зв'язок з радіацією дедалі більшого кола важких захворювань людини. Наведемо лише один з офіційних переліків захворювань, складений на підставі останніх американських і російських даних щодо хвороб, що виникли або загострилися під впливом радіації (Яблоков, 2002, 2007):

- 1) гостра та хронічна променева хвороба;
- 2) гостра та хронічна променева хвороба;
- 3) локальне променеве ураження;
- 4) лейкемія;
- 5) лейкоз;
- 6) рак легенів;
- 7) рак щитовидної залози;
- 8) рак шлунку;
- 9) рак печінки;
- 10) рак молочної залози;
- 11) рак шкіри;
- 12) ін. ракові пухлини органів і тканин;
- 13) злоякісні лімфоми;
- 14) злоякісні пухлини мозку;
- 15) злоякісні пухлини кісток та суглобних хрящів;
- 16) мієломна хвороба;
- 17) апластична анемія;
- 18) ерітромієлодісплазія;
- 19) ін. онкологічні захворювання.

Різні радіонукліди мають свої особливості затримання й концентрації в органах та тканинах людини. Отже, окрім *зовнішнього опромінення* людини, є і *внутрішнє опромінення*, викликане радіонуклідами, що надійшли до організму з їжею, водою, атмосферним повітрям або через пошкоджену шкіру. Доза внутрішнього та зовнішнього опромінення людини за певних умов радіоактивного забруднення екосистеми відрізняється у сотні разів, при тому вищим буває як внутрішнє, так і зовнішнє опромінення.

Вплив будь-якої малої дози опромінення певної екосистеми більший за еволюційно-звичний рівень змінює її внутрішню структуру та взаємовідносини з сусідніми екосистемами. Навіть найменші дози радіації здатні вплинути на функціонування, динаміку і розвиток екосистем.

Контрольні запитання

1. Дайте визначення радіаційної екології. Напрями розвитку радіаційної екології.

2. Основні етапи розвитку історії радіаційної екології.
3. Типи іонізуючого випромінювання. Електромагнітне і корпускулярне випромінювання.
4. Радіоактивний розпад. Радіонукліди. Радіоактивність.
5. Дози іонізуючого випромінювання. Поглинена, експозиційна, еквівалентна та ефективна еквівалентна дози. Одиниці їхнього виміру.
6. Індивідуальні і колективні дози іонізуючого випромінювання.
7. Дія радіації на екосистеми. Екологічний, фізичний і фізіологічний експозиційні шляхи радіаційного забруднення екосистем.
8. Особливості впливу радіації на екосистеми. Гостре, пролонговане і хронічне опромінення екосистем. Латентний період.
9. Фізична і ландшафтна акумуляція, біоакумуляція радіонуклідів. Явище синергізму.
10. Наслідки опромінення людини. Гостре і хронічне променеве захворювання, інші радіаційні порушення.



Розділ 2

МЕТОДИ РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Радіаційний контроль

Вивчення складної радіаційної ситуації в Україні потребує проведення досліджень з метою організації системи радіаційного (дозиметричного) контролю з використанням приладів, доступних для широкого кола користувачів. Завдання радіаційного контролю полягає у кількісній й якісній оцінці параметрів радіаційної ситуації, зумовленої наявністю природних і техногенних джерел радіації та у розробленні оптимального способу господарювання за таких умов.

Системою сучасного радіаційного контролю передбачається доступність і простота вимірювання рівня гамма-фону, ступеня радіаційної чистоти та рівня індивідуальних доз зовнішнього опромінення за допомогою різноманітних дозиметричних приладів (*дозиметрів, радіометрів*). Вони повинні бути призначені як для наукових радіаційно-екологічних досліджень, так і для широкого використання населенням та відзначатися портативністю, простотою в експлуатації і доступною вартістю.

Сьогодні в Україні випускається понад двадцять дозиметричних приладів різного функціонального призначення. Техніко-експлуатаційні характеристики деяких з них наведені у додатку Б. Однак найбільш використовуються такі дозиметри-радіометри, що відповідають вимогам щодо радіаційного контролю (Методичні..., 1990; Основные..., 1988):

- *дозиметр ДГР-01Т* призначений для вимірювання потужності експозиційної дози рентгенівського і гамма-випромінювання;

- *дозиметр “Бета”* дає змогу вимірювати густину потоку бета-випромінювання і питому активність радіоактивної речовини;

- *дозиметри “Прип’ять” і “Терра”* застосовуються для вимірювання щільності експозиційної дози гамма-випромінювання, густини потоку і питомої активності бета-випромінювання.

Технічні характеристики цих дозиметричних приладів здебільшого збігаються, однак дозиметри “Прип’ять” і “Терра” мають найширшу сферу використання під час проведення радіаційного контролю завдяки одночасній можливості вимірювати як гамма- та бета-випромінювання, так і рівень радіоактивного забруднення навколишнього природного середовища, будівель, продуктів харчування тощо.

Окрім наведених приладів-дозиметрів, що випускаються в Україні, поширені також дозиметри російського виробництва. За техніко-експлуатаційними характеристиками всі вони аналогічні до вітчизняних розробок, прості в експлуатації, тому їх охоче використовує персонал лабораторій радіаційного контролю, працівники митних, прикордонних й аварійних служб, військових і будівельних установ та багатьох інших організацій України.

Радіометри *РКС-01 “Стора”, ДКС-02К “Кадмій”, ДРГБ-01 “Еко-1”* та ін. серій призначені для контролю радіаційної ситуації, пошуку плям радіоактивного забруднення, детальних польових і лабораторних досліджень та індивідуальної дозиметрії. Вони дають можливість вимірювати потужність еквівалентної дози рентгенівського і гамма-випромінювання та силу потоку бета-частинок. Дистанційне обстеження існуючого джерела іонізуючого випромінювання за допомогою штанги обмежує опромінення оператора. Ще одною перевагою цієї серії дозиметрів є їхня ширша комплектація. В її склад входять сумка, підзарядний пристрій, висувна штанга, навушники та ін.

2.2. Радіометричні і радіоспектроскопічні методи

Для проведення екологічного дослідження дії іонізуючого випромінювання на довкілля необхідне розуміння *радіаційного поля*, тобто простору, в якому реєструється це

випромінювання. Специфіку радіаційного поля аналізують методами *радіометрії*. До основних радіометричних параметрів, які вивчаються за допомогою лабораторних методів, відносять (Гродзинський, 2000):

- кількість альфа- і бета-частинок випромінених, перенесених або поглинутих опромінюваним об'єктом;
- потік іонізуючих частинок або випромінювання;
- щільність потоку іонізуючих частинок та випромінювання;
- міграція іонізуючих частинок або випромінювання;
- енергія іонізуючого випромінювання.

У результаті взаємодії іонізуючої радіації з довкіллям передусім відбуваються структурні зміни або розпад (радіоліз) на рівні молекул й атомів (Гродзинський, 2000). Ці зміни супроводжуються подальшими молекулярними перетвореннями, що зумовлюють появу нових хімічних речовин і впливають на трансформаційні процеси в екосистемах. Вивчення процесів перетворення екосистем на молекулярному рівні неможливе у польових умовах за допомогою простих й компактних дозиметрів. Воно потребує проведення детальних досліджень у спеціально обладнаних наукових лабораторіях з радіометрії чи радіоспектроскопії.

Відомо чимало різних методів радіометрії, радіоспектроскопії та радіаційного контролю складових довкілля, які слід проводити в лабораторних умовах. Серед них особливе місце посідає група *радіаційно-хімічних методів* (Штреффер, 1972).

Радіаційно-хімічні і радіоспектроскопічні методи.

Дія іонізуючого випромінювання на хімічні сполуки супроводжується зміною їхнього складу. Кількість молекул, що зазнали відповідних перетворень, залежить від дози їхнього опромінювання. На цьому принципі ґрунтується дія хімічних дозиметрів. Для визначення особливостей радіаційно-хімічних реакцій речовини застосовуються різні методи досліджень, з яких найчастіше використовують *спектроскопію*, а також методи реєстрації *флуоресценції* й *хемілюмінесценції*. Методи спектроскопії і люмінесценції дають можливість виявлення первинних хімічних форм, що виникають унаслідок

поглинання енергії іонізуючого випромінювання, а також допомагають вивчати природу походження певних станів молекул й атомів, реєструвати проміжні продукти радіаційно-хімічних перетворень речовин із дуже коротким періодом існування.

Для вивчення швидкоплинних процесів радіолізу застосовують різні методи спектроскопії, зокрема абсорбційну спектроскопію, раманову резонансну спектроскопію, спектроскопію електронного парамагнітного резонансу. Використовуючи ці методи, об'єкт дослідження опромінюють певними нормованими порціями радіації, спостерігаючи за появою нових хімічних форм. Люмінесценція, що супроводжує процес опромінювання деяких хімічних речовин радіацією, також дає можливість вивчити явища трансформації екосистем на молекулярному рівні. Збуджені іонізацією електрони випромінюють флуоресцентне або люмінесцентне світло, що дає змогу досліджувати процеси заміни катіон-електронних пар у хімічних розчинах.

Інші методи радіометрії. В радіаційній екології, окрім радіаційно-хімічних і радіоспектроскопічних методів, використовують й інші лабораторні методи радіометрії та радіаційного контролю, які мають свою специфіку: 1) авторадіографічний; 2) біологічний; 3) іонізаційний; 4) напівпровідниковий; 5) сцинтиляційний. Вони широко висвітлені у багатьох монографіях з радіаційної екології і радіобіології (Гродзинський, 2000; Иванов, Лысцов, 1979; Коваленко, 1987; Максимов, Оджагов, 1989; Штреффер, 1972), тому ми лише коротко їх опишемо.

Авторадіографічний метод полягає в аналізі інформації за допомогою фотографічних зображень, одержаних у результаті дії іонізуючого випромінювання від об'єктів дослідження на різні фоточутливі матеріали. Цей метод використовують для визначення просторової локалізації джерел високої радіоактивності в межах досліджуваного об'єкта. Як фоточутливі матеріали використовують рентгенівську чи фотополімерну плівки, різні фотопластинки та особливі ядерні емульсії.

Біологічний метод. Деякі види рослин і тварин є надзвичайно чутливими до дії іонізуючого випромінювання і

разом з тим вони не реагують на багаторазове повторення їхнього опромінення. Реакцію таких біологічних об'єктів на опромінення використовують як оригінальні радіобіологічні дозиметри.

Іонізаційний метод ґрунтується на здатності радіоактивних частинок рухатися з великою швидкістю, спричиняючи іонізацію газів. Іонізаційні дозиметри являють собою герметичні камери, заповнені певним газом, з двома підведеними електродами, до яких під'єднано високу напругу. Як тільки у камері з'являються носії електричного заряду (іони), виникає імпульс струму, силу якого реєструють за допомогою високочутливого гальванометра.

Напівпровідниковий метод здійснюється за допомогою приладів, в яких за детектор іонізуючого випромінювання служить напівпровідник, електропровідність якого змінюється під впливом радіації. Більшість напівпровідників реагують лише на нейтронне випромінювання, тому їх переважно використовують у радіометрії нейтронів.

Сцинтиляційний метод. Високочутливим щодо реєстрації іонізуючого випромінювання вважається метод, що ґрунтується на використанні *сцинтиляторів* – органічних чи неорганічних речовин у вигляді хімічних розчинів або кристалів, наприклад йодиду натрію, нафталіну, антрацену. У сцинтиляторах під дією іонізуючого випромінювання виникають світлові спалахи, які реєструються за допомогою фотоелектронного множника. Цей ефект застосовують у сцинтилятивних дозиметрах.

Крім розглянутих лабораторних радіометричних методів відомі й інші методики радіометрії, які виникли в результаті синтезу науково-методичних підходів у радіаційній фізиці, радіаційній хімії, радіобіології і радіаційній генетиці. Це розширює можливості радіаційно-екологічних досліджень.

2.3. Радіогеохімічні і радіоізотопні методи

Радіогеохімічні методи. Під час проведення радіаційно-екологічних досліджень застосовують різноманітні *радіогеохімічні методи*. Головно вони спрямовані на вивчення

процесів міграції радіоактивних елементів у навколишньому природному середовищі. Сучасна методика визначення рівнів забруднення радіонуклідами компонентів довкілля є досить розвиненою. В її основі покладено вимірювання радіоактивності гірських порід та відкладів, ґрунтів, джерел водопостачання і водовідведення тощо.

Радіоактивність компонентів навколишнього природного середовища вимірюють спеціальними радіогеохімічними дозиметрами. Ці прилади визначають потужність експозиційної дози в ампер/кг або потужність поглиненої дози в Гр/с. Серед вітчизняних розробок найпоширеніші гамма-радіометр *СРП-68-01* і альфа-радіометр *РГА-1 "Гліцінія"*.

Є також прилади для визначення концентрації радону в атмосферному повітрі, поверхневих, ґрунтових і підземних водах, ґрунтах тощо. Класичний метод вимірювання щільності забруднення радоном – *еманаційний* – передбачає відбір проб атмосферного повітря або газу з фіксованого об'єму води чи ґрунту з подальшим переведенням відібраної проби в іонізаційну камеру та виміром іонізаційних імпульсів за допомогою фотоелектронного множника.

Радіогеохімічні методи оцінки рівнів концентрації радіонуклідів у довкілля є вибірковими (Екологическая..., 1993). Однак відома низка альфа-, бета- і гамма-інтегральних методів дослідження, зокрема метод тимчасової селекції бета-альфа та бета-гамма збігів, який проводять за допомогою радіометра *РМЛ-103 "Нуклон"*.

Оцінка радіогеохімічного забруднення. Особливості міграції й акумуляції радіонуклідів в екосистемах аналогічні особливостям міграції та акумуляції інших хімічних елементів (Малишева, 1998). Зважаючи на цю закономірність, для визначення рівнів геохімічного, у тім числі й радіаційного, забруднення екосистеми найкраще використовувати *метод емісійного спектрального аналізу* на вміст важких металів з паралельним проведенням радіаційного контролю досліджуваної території.

Спектральний аналіз на вміст металів проводять у лабораторних умовах на основі заздалегідь відібраних проб компонентів довкілля, що не дає змоги чітко відобразити

картину міграції забруднення в межах екосистеми. Вдале його поєднання з радіаційним контролем, який здійснюється під час польового знімання території, дає можливість оцінити фактичний стан як хімічного, так і радіоактивного забруднення.

За результатами ландшафтно-геохімічних досліджень стає можливим визначення показників хімічного і радіоактивного забруднення екосистеми. Різний рівень забруднення радіонуклідами, який залежить від умов міграції речовини, дає змогу розрахувати для досліджуваних екосистем коефіцієнт міграції радіогеохімічного забруднення (K_m) (Іванов, 1999, 2001, 2007). Значення $K_m = 1$ відповідає середньому рівню дозових навантажень даної екосистеми. При $K_m > 1$ відбувається акумуляція хімічних і радіоактивних елементів, а при $K_m < 1$ – їхнє винесення або змивання.

Радіаційний контроль у межах екосистеми слід проводити одночасно з відбором проб для спектрального аналізу хімічних елементів, враховуючи умови її положення в ряду геохімічного сполучення. Для оцінки загального радіогеохімічного забруднення екосистеми обчислюється показник сумарної забрудненості (D) стосовно ГДК хімічних і радіоактивних елементів (Іванов, 1999, 2001, 2007; Малишева, 1998):

$$D = K_m \times 1/n \times \sum k_i / ГДК_i, \quad (1.1)$$

де K_m – коефіцієнт міграції радіогеохімічного забруднення; n – кількість хімічних і радіоактивних елементів; k_i та $ГДК_i$ – вміст та ГДК i -того елемента в екосистемі.

Радіоізотопні методи. В радіаційній екології передусім застосовують радіоізотопні методи з метою вивчення природного і техногенного рівня радіоактивності гірських порід, ґрунтів, підземних вод (Вадюнина, Корчагина, 1986). Радіоактивні ізотопи, вміщені у детекторі радіометричної апаратури, використовуються для експресного визначення фізичних властивостей геологічних відкладів чи ґрунтів, особливо їхньої вологості і щільності, та як індикатори процесів руху водних мас і поживних речовин у системі „ґрунт – рослина”. Радіоізотопні методи дають змогу спостерігати зміни воло-

гості і щільності ґрунтів чи відкладів без відбору і камерального аналізу зразків, не порушуючи природної структури та не змінюючи їхнього складу.

Найпоширенішими є нейтронний метод аналізу вологості і метод розсіяного гамма-випромінювання з метою визначення щільності ґрунту чи відкладів. Інколи застосовують гаммаскопічний метод для вимірювання вологості ґрунтового профілю.

Нейтронний метод оцінки рівню вологості ґрунту чи відкладів проводять за допомогою радіоізотопного вологоміра ВПГР–1 або його полегшеної версії. Він ґрунтується на розсіянні та уповільненні швидких нейтронів ядрами водню як основної складової частини води. У результаті цього навколо джерела швидких нейтронів, що введене у ґрунтовий покрив, утворюється поле повільних нейтронів. З підвищенням рівня вологості густина потоку останніх збільшується, а розміри поля зменшуються. Про потужність потоку свідчить кількість повільних нейтронів, які потрапляють на детектор вологоміра.

Гаммаскопічний метод використовують для поширеного визначення щільності шару ґрунту чи відкладів, проводять за допомогою радіоізотопного щільноміра ППГР–1. Головний принцип його дії ґрунтується на розсіюванні або поглинанні гамма-випромінювання шаром ґрунту чи відкладів, причому послаблення рівня радіації пропорційне щільності вимірюваного шару.

Подані радіогеохімічні і радіоізотопні методи не вичерпують різноманітності способів визначення концентрації радіонуклідів у навколишньому природному середовищі, однак вони краще забезпечені апаратурно і методично, перевірені на практиці. Можливість використання цих методів як під час експедиційних, так і лабораторних радіаційно-екологічних досліджень робить їх популярними в екології.

2.4. Радіогідроекологічний аналіз водних екосистем

Оцінка рівня радіоактивного забруднення води. З метою аналізу рівня забруднення води радіонуклідами

підготовляють пробу води в скляних банках місткістю від 0,5 до 3 дм³. При цьому визначають характеристики ємності з відібраною пробю води: товщину шару води d і середню відстань від радіонуклідів до дозиметра r .

На практиці радіоактивність поверхневих вод визначається щільністю потоку гамма-випромінювання. Радіометр ставлять скляну ємність так, щоб край водної поверхні на 3–5 мм не досягав приладу. Не знімаючи сталеву кришку з дозиметра і встановивши перемикач для вимірювання у мкЗв/год, обчислюють середнє значення з 3–5 послідовно знятих відліків. Після цього дозиметр приймають з проби і, встановивши прилад на те саме місце, вимірюють фоновий показ приладу, значення якого віднімають від попереднього. Отриману різницю множать на 800 для банки місткістю 3 дм³, на 1000 (2 дм³), 1200 (1 дм³), 1500 (0,5 дм³). Кінцевий результат відповідатиме об'ємній активності проби води в беккерелях на дм³ (Бк/дм³).

Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання D описують такою формулою (Білявський, Бутченко, Навроцький, 2002):

$$D = K_j \cdot \frac{A}{r^2}, \quad (1.2)$$

де A – активність певного радіонукліда; r – середня відстань від радіонуклідів до дозиметра; K_j – стала, що визначає тип радіонукліда; для радію-226 вона дорівнює $8,4 \cdot 10^6$.

Послаблення потоку гамма-випромінювання у шарі води описують такою залежністю:

$$I = I_0 e^{-md}, \quad (1.3)$$

де I та I_0 – інтенсивність гамма-випромінювання на вході й виході шару води завтовшки d ; m – коефіцієнт поглинання випромінювання.

Оскільки швидкість реєстрації n імпульсів пропорційна інтенсивності I гамма-випромінювання, під час практичних досліджень використовують залежність кількості імпульсів, що реєструється дозиметром за хвилину, від

товщі води. Тоді коефіцієнт поглинання випромінювання обчислюють:

$$m = (\ln \frac{n_0}{n}) / d. \quad (1.4)$$

На основі проведених обчислень роблять висновки про рівень радіоактивного забруднення проби води, що є основою для проведення радіогідроекологічного аналізу і моделювання радіаційної ситуації водної екосистеми.

Радіогідроекологічне моделювання. За результатами багаторічних прикладних радіаційно-екологічних та гідроекологічних праць (Кадастр..., 1998 а, б; Комплексний..., 2000; Самойленко, 1999 та ін.) розроблена методика радіогідроекологічного моделювання та оцінювання рівня радіоактивного забруднення водних об'єктів України, особливо радіаційно забрудненої Поліської низовини.

Під час радіогідроекологічного моделювання пріоритетність як об'єктам дослідження надавалася адміністративним районам з можливістю подальших узагальнень на рівні басейнів річок. Однак розроблений алгоритм досліджень дає змогу використання такої методики для аналізу характеристик водотоків. Цей алгоритм був перевірений і на його ґрунті проведене картографічне та геоінформаційне районування радіоактивно забруднених територій Великого Полісся і півночі лісостепу за гідрологічно-ландшафтними умовами та можливими радіоекологічними наслідками інтенсивного природокористування (Самойленко, 1999).

Новим і цікавим методично-практичним рішенням стало моделювання гідроекологічного стану радіаційно небезпечних басейнів Дніпра та його допливів: Прип'яті, Тетерева, Случа, Горині, Стира та багатьох інших, визначених за результатами детального моніторингу якості поверхневих вод й однорідних за ландшафтно-гідрологічними умовами та можливими радіоекологічними наслідками місцевого водокористування.

Розроблена методика радіогідроекологічного моделювання ґрунтується на застосуванні комплексу модельних індексів рівня радіоактивного забруднення цих водних об'єктів.

Узагальнений символічний запис груп показників екосистем водойм, елементи яких проаналізовані за відповідною методикою для отримання конкретних індексів рівня радіогідро-екологічного стану має такий вигляд (Комплексний..., 2000):

$$D \in [(ColIC); (BM); (BP); (PE); (KA)], \quad (1.5)$$

де D – компоненти радіогідроекологічних (гідрофізикохімічної, екотоксичної, радіаційної) груп показників: $(ColIC)$ – показники сольового та іонного складу води; (BM) – вміст важких металів у воді; (BP) – вміст біогенних речовин у воді; (PE) – вміст радіоактивних речовин у воді; (KA) – коефіцієнт донної акумуляції. При цьому $(ColIC) \in (Cl^-; SO_4^{2-}; Ca^{2+}; Mg^{2+}; Na^+; K^+; C3)$, де $C3$ – сухий залишок; $(BM) \in (Pb, w, f, d; Zn, w, f, d; Cu, w, f, d; Cd, w, f, d...)$; $(BP) \in (NH_4^+; NO_3^-; NO_2^-; PO_4^{3-})$; $(PE) \in (Cs, w, f, d; Sr, w, f, d; U, w, f, d...)$, де w – вміст у воді, f – вміст у рибі, d – вміст у птахів.

Авторами цієї методики запропоновані п'ять якісних категорій радіогідроекологічного стану водних екосистем з відповідними для них числовими значеннями, а саме “задовільний”, “незадовільний”, “дуже незадовільний”, “критичний” і “катастрофічний” (Комплексний..., 2000). Це дає змогу змодельовувати і прогнозувати інтенсивність процесу накопичення водними екосистемами не лише радіонуклідів, а й отримати комплексну картину їхнього геохімічного та радіоактивного забруднення.

Контрольні запитання

1. Методика вимірювання потужності дози гамма-випромінювання та густини потоку бета-випромінювання.
2. Методика контролю радіаційної чистоти довкілля.
3. Характеристика лабораторних радіометричних і радіоспектроскопічних методів.
4. Характеристика радіогеохімічних і радіоізотопних методів. Оцінка радіогеохімічного забруднення.
5. Оцінювання радіоактивності поверхневих вод.

Розділ 3

ДЖЕРЕЛА РАДІОАКТИВНОГО ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

3.1. Природні джерела радіації

Як вже зазначалось, радіоактивність існувала у космосі ще до виникнення Землі, супроводжувала появу життя на ній й існуватиме незалежно від бажання людини. Основні джерела іонізуючого випромінювання та опромінення довкілля і суспільства, тобто ті джерела, що створюють дози, які становлять не менше десятих частин відсотка за вмістом в сумарну дозу опромінення, показані на рис. 1.5.



Рис. 1.5. Основні джерела опромінення довкілля (Лось, Войцехович, Шепелевич, 2001)

За нормальних умов існування суспільства головну частину іонізуючого випромінювання екосистеми Землі отримують від природних джерел радіації, а саме – від природних радіоактивних елементів. На сьогодні виявлено 340 видів ізотопів різних хімічних елементів, що складаються з радіоактивних протонів, електронів і нейтронів (Гродзинський, 2000).

Більшість з природних джерел радіації такі, що уникнути опромінення від них практично неможливо. Упродовж усієї історії розвитку Землі різні види іонізуючого випромінювання потрапляли на її поверхню з космосу або надходили у результаті розпаду радіоактивних речовин, що містяться в глибинах земної кори.

Опромінення від природних джерел радіації більшою або меншою мірою зазнає будь-який живий організм на Землі, зокрема й людину. Доза опромінення залежить від географічного місцезнаходження екосистеми. Рівень радіації в окремих місцях планети із заляганням радіоактивних гірських порід є значно вище середнього, тоді як в інших місцях він відповідно нижче. Доза опромінення людини залежить від її способу життя і раціону харчування. Використання деяких будівельних матеріалів, застосування газу для приготування їжі, надмірна герметизація приміщення, а також перельоти на літаку збільшують рівень опромінення людини через природні джерела радіації.

Джерела радіації земного походження несуть відповідальність за більшу частину радіоактивного опромінення, яке дістається біоті та людині за рахунок природних джерел радіації. В середньому 5/6 річної еквівалентної дози, що зазнає населення планети, є наслідком опромінення від земних джерел, а решта припадає на космічні промені (Максимов, Оджагов, 1989). Середньорічна ефективна еквівалентна доза опромінення, яку кожна людина дістає від земних джерел природної радіації, становить 350 мкЗв (Радиация..., 1990).

Космічні промені. Радіаційний фон, створений космічними променями, дає майже половину зовнішнього опромінення людини від природних джерел радіації. Космічні промені здебільшого надходять з глибин Всесвіту, однак певна їхня частина народжується на Сонці під час сонячних спалахів. Космічні промені, досягаючи поверхні Землі та взаємодіючи з атмосферою, утворюють різноманітні космогенні радіонукліди. *Космогенні радіонукліди* виникають унаслідок ядерної реакції між ядрами хімічних елементів земного походження й частинками космічних променів.

У глибинних товщах земної кори космічні промені швидко поглинаються іншими хімічними елементами, тому найбільше цих природних радіонуклідів міститься в атмосфері, особливо у тропосфері, а також у верхніх земних шарах – ґрунтовому покриві та четвертинних відкладах. Шар атмосферного повітря служить природним захисним екраном від радіації та ультрофіолетових променів. Найбільші концентрації серед радіонуклідів космічного походження мають тритій (^3H) та радіовуглець (^{14}C) (Кузин, 1991). У 70-х роках ХХ ст. в атмосфері над Антарктидою з'явилися озонові "дірки", які згодом виявлені в інших частинах планети, у тім числі над Європою. Їхня поява супроводжується підвищенням ультрофіолетового та іншого іонізуючого випромінювання, що негативно впливає на стан екосистем Землі.

На земній поверхні немає місць, куди не потрапляють космічні промені, проте розподіляються вони на площині дуже нерівномірно. Північний і Південний полюси дістають більше радіації, ніж екваторіальні області, через наявність у земної кулі потужного магнітного поля, що відхиляє заряджені частинки. Рівень космічного випромінювання зростає із збільшенням абсолютної висоти місцевості, оскільки з висотою зменшується щільність повітря, яке відіграє роль захисного екрану. В середньому люди, що проживають на рівні моря, отримують у декілька разів меншу дозу, ніж люди, які живуть на висоті понад 2000 м над рівнем моря (Радиация..., 1990). Ще більше опромінюються від космічних джерел радіації екіпаж й пасажери літака.

Земна радіація. Основні радіоактивні ізотопи, що трапляються в гірських породах Землі, це поодинокі, що не утворюють похідних ізотопів калій-40 (^{40}K), рубідій-87 (^{87}Rb), та сімейства, що беруть початок від ^{238}U та торію-232 (^{232}Th) (Радиация..., 1990). В екосистемах радіонукліди важких хімічних елементів містяться в будь-яких природних сполуках у розсіяному стані. Наприклад, у ґрунтовому покриві радіоізотопи містяться в кристалічних ґратках алюмосилікатних мінеральних частинок у формі розчинних у воді основ, у вигляді іонів або молекул, адсорбованих органічними і глинистими колоїдами, а також у формі окисних

та інших важкорозчинних сполук (Гродзинський, 2000; Перцов, 1964).

У земній корі поширеними є радіоізотопи сімейства урану-радію, які нагромаджені переважно у гірських породах і ґрунтах. Ці елементи входять до складу мінералів або утворюють рудні родовища. В місцях неглибокого залягання рудних тіл урану радіаційний фон у довкіллі є підвищеним. Уран також відноситься до водних мігрантів і міститься в 4- та 6-валентних формах або у вигляді колоїдної системи гідроксидів.

Рівні земної радіації у різних місцях планети неоднакові і залежать від кількості нагромаджених радіонуклідів на тій чи іншій ділянці земної кори. Природні радіоактивні елементи часом утворюють рудні копалини, а також у підвищених концентраціях містяться у деяких гірських породах, зокрема гранітах. В екосистемах, де ^{238}U , ^{232}Th або продукти розпаду урану близько залягають до земної поверхні, підвищується їхня концентрація у ґрунтовому покриві та вміст радіоактивних газів радону і торону у атмосферному повітрі. Такі території називають *природними радіаційними аномаліями*.

Природні радіаційні аномалії сформовані у багатьох місцях земної кулі. Наприклад, неподалік м. Посус-ді-Калдас у Бразилії (неподалік Сан-Паулу) є невелика височина, в межах якої рівень радіації у 800 разів вище від фонового. Подібні місця є в Австрії, Індії, Ірані, Нігерії, Франції, на Мадагаскарі та інших країнах світу (Гродзинський, 2000; Кузин, 1991; Радиация, 1990) (рис. 1.6). У Габоні (Західна Африка) розташовані унікальні “природні ядерні реактори”. В урановій руді такого “реактора” масова частка урану-235 (^{235}U) набагато менша, ніж звичайно в інших місцях, що пояснюється його вигоранням у процесі, аналогічному тому, який відбувається в штучних ядерних реакторах на атомних електростанціях.

Радон. Найвагомим за вкладом в опромінення людини зі всіх природних джерел радіації є невидимий, без запаху і смаку важкий газ *радон*. Він відповідає за $\frac{3}{4}$ річної еквівалентної дози опромінення, отриманої людиною від

земних джерел радіації і близько половини цієї дози від усіх природних джерел радіації (Радиация..., 1990). У природі радон трапляється у двох головних формах: у вигляді радону-222 (^{222}Ra), члена радіоактивного ряду ^{238}U , та у вигляді радону-220 (^{220}Ra), продукту розпаду ^{232}Th .

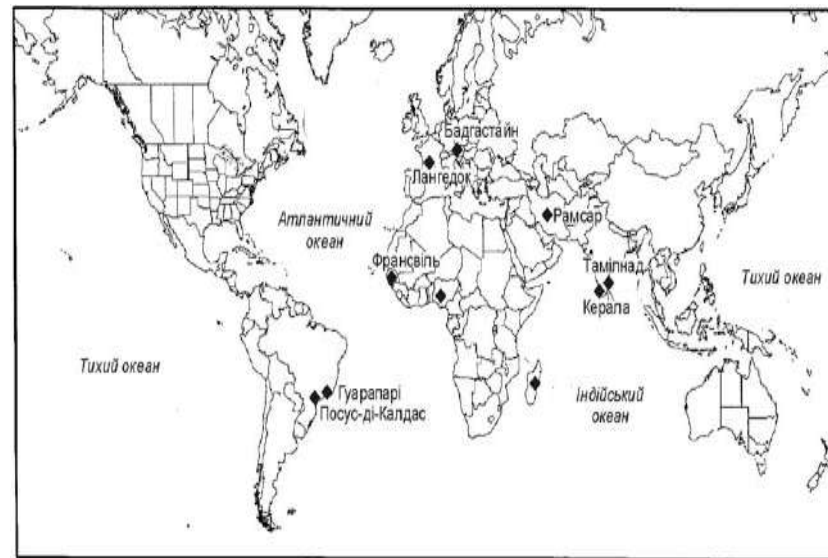


Рис. 1.6. Найбільші природні радіоекологічні аномалії (Радиация..., 1990)

Радон звільняється із земної кори повсюди, однак його концентрація в атмосферному повітрі у різних частинах земного шару суттєво відрізняється. Основну частину дози опромінення від радону людина дістає у закритому, погано провітреному приміщенні або під час користування душем. Концентрація радону в межах закритих приміщень може перевищувати фоновий рівень у 5000 разів (у Швеції, Фінляндії), 500–3000 разів (у Великобританії, США). Накопичення радону залежить й від матеріалу, з якого побудоване приміщення. Радіоактивно небезпечними досить часто бувають глиноземи, фосфогіпс, червоні глини, доменні шлаки, зольний пил та шлакоблоки.

3.2. Техногенні джерела радіації

На початку ХХ ст. до природних джерел радіації долучилися й штучні, зумовлені антропогенною діяльністю людини. Дедалі ширше техногенні (антропогенні) джерела іонізуючого випромінювання використовують у медичній практиці для діагностики й терапії; проводяться випробування ядерної зброї у різних геосферах Землі; розвивається атомна енергетика; активізуються техногенні процеси, в яких застосовують штучні й природні радіонукліди; проводять наукові дослідження, в яких застосовують радіоактивні атоми.

Джерела радіації у медицині. Сьогодні головний вклад у дозу, отриману людиною від техногенних джерел радіації, вносять *рентгенодіагностика* (загальна й стоматологічна рентгенографія) та методи лікування, пов'язані із застосуванням радіоізотопів при онкологічних та деяких інших важких захворюваннях.

Найпоширенішим медичним приладом є рентгенівський апарат. У розвинених державах щорічна рентгенодіагностика зумовлює вклад в опромінення людини аж до 95 % загальної дози від застосування медичної техніки (Гродзинський, 2000). При цьому рентгенологічні обстеження мають масовий характер (від 300 до 900 обстежень у рік на 1000 осіб), а середня щорічна доза опромінення становить 0,4–1,0 мЗв. Поширюються нові, складніші діагностичні і лікувальні методи, що спираються на використання радіоактивних елементів. Як не дивно, але одним з головних способів боротьби з раком залишається променева (радіоізотопна) терапія.

Опромінення у медицині спрямоване на лікування хворого, проте часом воно буває невиправдано високим. Незважаючи на те, що медичне використання джерел радіації спричиняє масове опромінення людей, відмова від рентгенодіагностики є великою помилкою. Виявлення захворювання на ранніх стадіях розвитку дає можливість ефективніше лікувати людину. У недалекому майбутньому передбачається подальше зростання дози опромінення в медичних цілях. Відтак особливої актуальності набуває розробка

способів зменшення негативного впливу іонізуючої радіації на людину у медицині.

Випробування ядерної зброї. В останнє півстоліття кожен житель планети зазнав опромінення від радіоактивних опадів, що утворилися у результаті ядерних вибухів. Важливим джерелом інформації щодо впливу випробувань ядерної зброї є статистичні дані стосовно стану здоров'я населення країн і регіонів, які постраждали від опромінення в малих дозах. Ці матеріали містять наслідки ядерних випробувань в атмосфері упродовж 1954–1980 рр. Однак через їхню таємність, яка завжди супроводжувала подібні випробування зброї, результати медичної статистики та дозиметрії для територій, що прилягають до місць проведення випробувань у колишньому СРСР (Північний Казахстан, Алтай і Південна Сибір, Оренбурзька і Челябінська області, район Аральського моря, Російська Арктика), США (Невада), на деяких тихоокеанських атолах США, Великобританії і Франції, у Центральній і Південній Азії (Китай, Індія, Пакистан), є недоступними для спеціалістів-екологів. Часом доводиться робити висновки на підставі неповної чи уривчастої інформації.

Загалом у США проведено 1030 ядерних випробувань, у колишньому СРСР – 715, у Франції – 198, у Великобританії і Китаї – по 43. За період від 1945 по 1980 р. здійснено понад 400 ядерних вибухів в атмосфері. Максимум цих випробувань припав на два періоди: перший відповідає 1954–1958 рр., коли ядерні вибухи проводили США, Великобританія і СРСР, та другий, значно інтенсивніший – 1961–1962 рр., коли їх, головню, здійснювали США та СРСР. Під час першого періоду більшу частину випробувань провели США, а під час другого – СРСР. У ці періоди сталося близько 130 вибухів атомних бомб, у тім числі й нейтронних, серед яких і надзвичайно потужних.

Сумарна активність радіонуклідів від подальших випробувань у чотири рази менша за радіоактивність вибухів ядерної зброї у відповідні періоди. Це пояснюється тим, що у 1963 р. СРСР, США і Великобританія підписали “Договір про обмеження випробувань ядерної зброї”, в якому ці

держави зобов'язались не випробовувати її у повітрі, під водою та у космосі. Після цього лише Франція і Китай провели серію ядерних вибухів у атмосфері, однак їхня потужність значно менша, а самі випробування проводили зрідка (останнє з них – у 1980 р.). Підземні випробування нейтронних бомб проводили до останнього часу, проте вони не супроводжені утворенням значних радіоактивних опадів.

Для проведення масового випробування ядерної зброї створено декілька великих ядерних полігонів. П'ять ядерних держав: США, колишній СРСР, Великобританія, Китай і Франція проводили випробування на таких найбільших полігонах світу: Невадському (США і Великобританія, згідно з контрактом); Семіпалатинському і Новоземельському (СРСР); Лоб-Норському (Китай) та Полінезійському (Франція) (рис. 1.7).

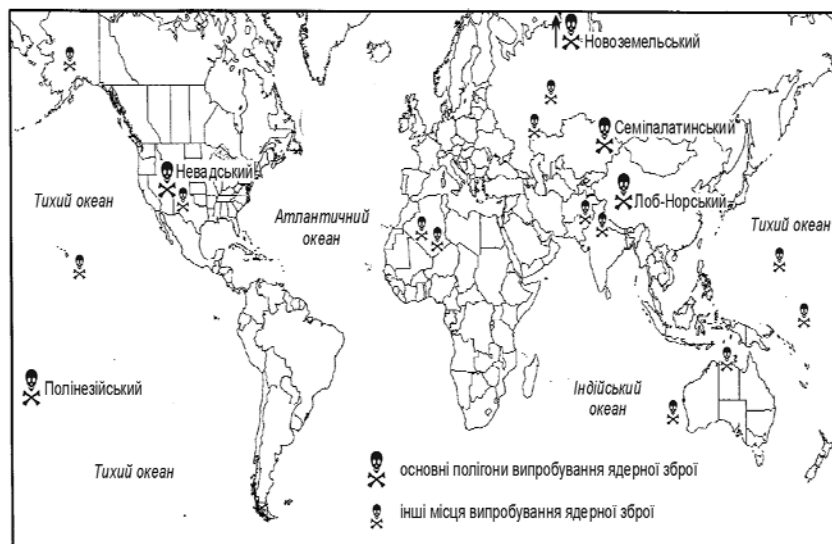


Рис. 1.7. Полігони випробувань ядерної зброї

Крім цих полігонів США, низку вибухів проведено на атолах Бікіні, Еніветок, Джонстон у Тихому океані, а також у штатах Нью-Мексико та Аляска. У колишньому СРСР проводили масові військові навчання із застосуванням нейтрон-

ної бомби у районі Тоцька (Оренбурзька обл.) та Челябінська. Великобританія випробувала ядерну зброю поблизу західного узбережжя й на півдні Австралії, а Франція використовувала свої полігони в пустелі Сахара (Алжир) та на атолі Муруроа (Полінезія). З 1998 р. випробування ядерної зброї розпочали також Індія й Пакистан.

Основними елементами ядерних боєприпасів є корпус і система автоматики. У корпусі розміщено ядерний заряд і система автоматики. Корпус запобігає зовнішньому механічному і тепловому впливу. Система автоматики забезпечує вибух ядерного заряду у певний момент часу й виключає його випадкове або передчасне спрацьовування. Засобами доставлення ядерних боєприпасів виступають балістичні ракети, крилаті і зенітні ракети, авіація. Ядерні боєприпаси застосовують для спорядження авіабомб, фугасів, торпед, артилерійських снарядів.

Різні системи винайдено для детонації атомної бомби. Найпростішою системою є зброя типу інжектора, в якому снаряд, що зроблений з розщепленої радіоактивної речовини, врізається до іншої речовини й утворює надкритичну масу. Перші атомні бомби, які США скинули на японські міста Хіросіму і Нагасакі, мала детонатор інжекторного типу (рис. 1.8).



Рис. 1.8. Схема найпростішої атомної бомби (Сахаров, 2006)

В основу ядерної зброї покладено некеровану ланцюгову реакцію поділу важких ядер та реакції термоядерного синтезу. Для ланцюгової реакції поділу використовують ^{235}U , або ^{239}Pu , або, в окремих випадках, ^{233}U . Існує дві основні схеми підризу заряду: гарматний (балістичний) та імпульсивний. Дані щодо устрою ядерних боєприпасів й сьогодні суворо засекречені у всіх “ядерних” державах.

У 2003 р. ядерною зброєю офіційно володіло вісім держав: США мали 10 500 боєголовок; Росія – 10 000; Франція – 464; Китай – 410; Ізраїль – 400; Великобританія – 185; Індія – 50 та Пакистан – 15–25. При цьому мова ведеться виключно про стратегічне озброєння, кількість тактичної ядерної зброї важко піддається оцінюванню.

Кількість ядерних боєголовок постійно знижується. У 2009 р. США скоротили кількість боєголовок до 5 100; Росія – до 2 800; Франція – до 384; Великобританія – до 160. Сьогодні ведуться перемовини щодо подальшого скорочення ядерної зброї, згідно з яким США і Росія залишають лише по 1 000 одиниць озброєння.

Після вибуху нейтронної бомби в атмосферному повітрі частина радіоактивно забрудненого матеріалу випадала поряд з полігонами, а частина піднімалася у тропосферу, де підхоплювалась потоками вітру та переміщувалась на значні відстані, залишаючись приблизно на одній географічній широті (рис. 1.9). Радіонукліди, що потрапляли до тропосфери, протягом місяця розносилися і поступово випадали на земну поверхню. Однак існує частина радіоактивних елементів, які досягали верхніх шарів стратосфери, де зберігалися упродовж багатьох років, поступово розсіюючись по всій поверхні, забруднюючи екосистеми планети ще й сьогодні. Найінтенсивніше забруднені території в межах середніх широт Північної півкулі, найменше – у районах Південної півкулі та біля полюсів.

Радіоактивне забруднення від багатьох ядерних випробувань поширюється по земній кулі, а отже, із атмосфери й через декілька десятків років після вибуху випадають довгоживучі радіонукліди. Згідно з геофізичними причинами, рівень та характер такого випадання залежить не

стільки від віддаленості полігонів, скільки від географічної широти їхнього місцезнаходження (рис. 1.10). Максимальні показники випадання стронцію-90 (^{90}Sr) виявлені у поясі 45° північної широти (Часников, 1996). Радіаційно-екологічні дослідження І. Я. Часнікова (1996) наводять оригінальні зіставлення даних щодо впливу малих доз радіації від випробувань нейтронних бомб на здоров'я населення та їхню кореляцію з географічною широтою місцевості їхнього проживання.

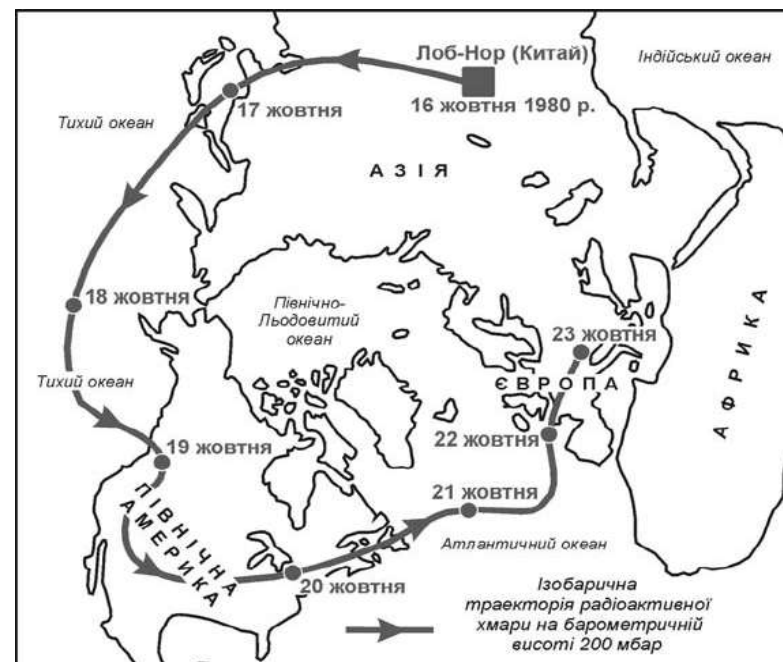


Рис. 1.9. Шлях випадання радіоактивних опадів після ядерного вибуху в атмосфері 16 жовтня 1980 р.
(Радіация..., 1990)

Випробування ядерної зброї супроводжується викидами декількох сотень різних видів радіонуклідів у різноманітних хімічних сполуках і суспензіях. Більшість з цих радіоізотопів мають малу концентрацію і швидко розпадаються. Головний вклад в опромінення людини дає лише невелика

кількість радіонуклідів. Це радіонукліди, що мають великі періоди напіврозпаду: вуглець-14 (^{14}C), цезій-137 (^{137}Cs), ^{90}Sr та ^3H (Гродзинський, 2000; Радиация..., 1990). Із трансуранових елементів, найнебезпечнішими вважаються плутоній-239 (^{239}Pu), плутоній-240 (^{240}Pu), америцій-241 (^{241}Am), які розпадаються протягом багатьох тисяч і навіть мільйонів років.

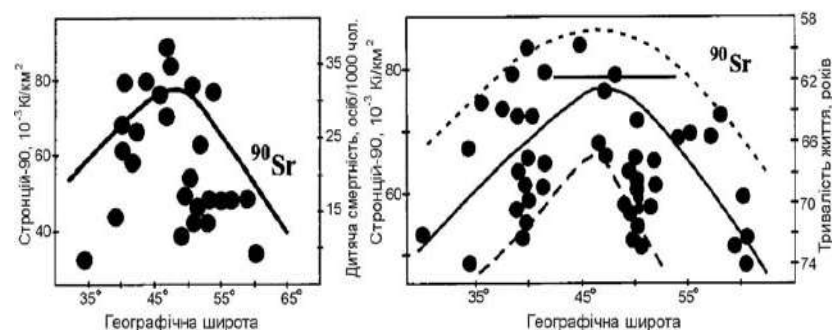


Рис. 1.10. Кореляція між рівнем забруднення ^{90}Sr , географічною широтою та станом здоров'я населення (Часников, 1996; Яблоков, 2002)

Атомна енергетика. Джерелом техногенного опромінення, довкола якого точаться найінтенсивніші суперечки, є атомні електричні станції (АЕС). Черговий раз дискусія щодо доцільності використання атомної енергії загострилася після аварії на японській АЕС Фукусіма-1. Незважаючи на те, що при нормальній роботі ядерні реактори викидають у довкілля незначну кількість радіоактивних матеріалів, існує значний ризик екологічної катастрофи у результаті їхнього вибуху.

Згідно з даними Міжнародного комітету з радіаційного захисту (МАГАТЕ), на кінець 2007 р. у 30 країнах світу, які впровадили атомну енергетику, працювало 439 ядерних реакторів загальною потужністю 374,1 ГВт (рис. 1.11; додаток В). На стадії будівництва перебувають ще 29 ядерних реакторів. Загалом потужність атомних електростанцій становить понад 14 % сумарної світової кількості виробленої електроенергії від усіх відомих джерел. В багатьох провідних європейських країнах частка електроенергії, виробленої на

АЕС, становить понад 40 %, а у Франції досягає відповідно 75–80 %. Беззаперечними світовими лідерами за кількістю виробленої на них електроенергії є США (836,63 млрд кВт·ч/год, 28 % світового виробництва), Франція (439,73), Японія (263,83), Росія (160,04), а Україна посідає почесне восьме місце.



Рис. 1.11. Країни світу, які експлуатують атомні електростанції

Атомні електростанції класифікують відповідно до типів ядерних реакторів. Виділяють реактори на теплових чи швидких нейтронах, реактори на легкій чи важкій воді, субкритичні чи термоядерні реактори. За видом отриманої енергії атомні станції поділяють на атомні електростанції (АЕС), що використовують для вироблення електроенергії та атомні теплоелектроцентралі (АТЕЦ), що виробляють як електроенергію, так і теплову енергію.

На рисунку 1.12 показано схему роботи АЕС з дво-контурним водно-водяним енергетичним реактором. Енергія, що виділяється в активній зоні реактора, передається теплоносію першого контура. Далі теплоносій потрапляє у тепло-

обмінник (парогенератор), де нагріває до кипіння воду другого контура. Отримана при цьому водяна пара попадає у турбіни, що обертають електрогенератори. Після виходу з турбін пара потрапляє у конденсатор, в якому охолоджується великою кількістю води, що поступає з водосховища. У випадку недостатнього об'єму води для конденсації пари використовують спеціальні охолоджувальні башти (градирні).

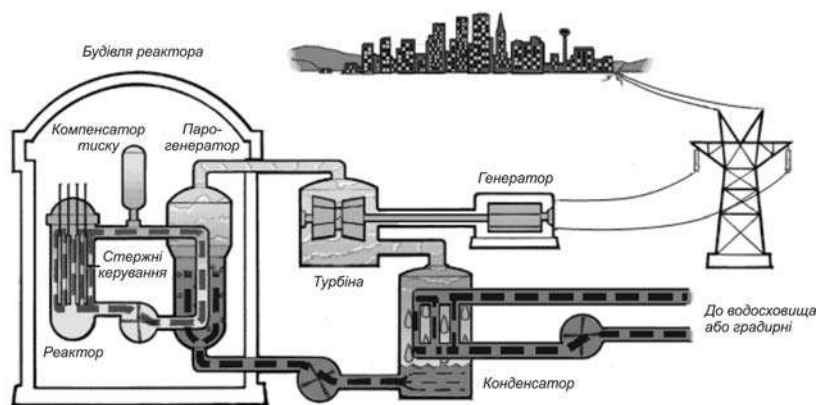


Рис. 1.12. Схема роботи атомної електростанції на двоконтурному водно-водяному енергетичному реакторі (<http://egofree.ru>)

Окрім води, у різних ядерних реакторах у якості теплоносіїв використовують метали у рідкому стані: натрій, свинець чи свинець з вісмутом.

Експлуатація атомних електростанцій є лише частиною *ядерного паливного циклу*, який розпочинається з видобування і збагачення уранової руди. Наступним етапом вважається виробництво ядерного палива. Відпрацьоване на АЕС ядерне паливо піддають вторинному обробленню з метою вилучення залишків урану і плутонію. Закінчується цикл, як правило, локалізацією і захороненням радіоактивних відходів. На кожній стадії ядерного паливного циклу у довкілля потрапляють радіоактивні речовини.

Доза опромінення населення від ядерних реакторів найбільше залежить від режиму їхньої експлуатації, від-

стані від них і переважаючого напрямку вітру в районі атомної електростанції. В разі нормальної експлуатації АЕС, чим далі від неї живе людина, тим меншу дозу вона отримує (Маргулис, 1988).

Це стосується лише нормально функціонуючих атомних електростанцій. Однак навіть під час безаварійної роботи експлуатація реакторів неодмінно супроводжується викидами у довкілля радіонуклідів, які входять до продуктів розпаду урану і торію або нейтронів. До довгоживучих радіонуклідів, утворених під час експлуатації АЕС, належать кобальт-60 (^{60}Co), ^{14}C , ^3H , ^{137}Cs та ін. (Гродзинський, 2000).

Головною проблемою атомної енергетики є значний ризик вибуху ядерного реактора під час його експлуатації. Кількість радіоактивних матеріалів, що надійде у довкілля під час аварії, буде надзвичайно великою і призведе до екологічної катастрофи глобального масштабу. Найбільшими ядерними аваріями, що сталися на об'єктах атомної енергетики, є викиди радіонуклідів на збагачувальному заводі в Уіндскейле (Великобританія, 1957 р.), АЕС в Трі-Майл Айленді (США, 1979 р.), Чорнобильській АЕС (СРСР, 1986 р.), АЕС Фукусіма-1 (Японія, 2011 р.).

Промислові та інші джерела радіації. Є низка промислових техногенних процесів, що призводять до винесення на земну поверхню відкладів, в яких концентрація природних радіоактивних елементів істотно перевищує рівень місцевого фону. До таких процесів передусім належить видобування й збагачення урану, в ході якого на поверхню потрапляють уранові руди, а після збагачення залишаються ураномісткі тверді відходи і рідкі "хвости", що зберігаються у териконах, відвалах та хвостосховищах. Найбільша радіоекологічна проблема останніх років полягає у захороненні, збереженні та транспортуванні радіоактивних відходів, яких у світі накопичилося вже понад 500 млн т. Ці відходи залишаються радіоактивними упродовж багатьох мільйонів років.

Більшість фосфатних родовищ світу збагачені ураном та радієм у високих концентраціях. У процесі видобування фосфоритів й апатитів виділяється радон. Фосфатні добрива

також є радіоактивними, а вміщені в них радіоізотопи потрапляють у ґрунтовий та рослинний покриви.

Кам'яне та буре вугілля аналогічно вміщує незначну кількість природних радіоактивних елементів, які під час їхнього видобування потрапляють на земну поверхню. Під час спалювання вугілля на теплових електростанціях відбувається збільшення опромінення довколишнього населення. Радіоактивні речовини (пил, попіл і зола) осідають на поверхні ґрунту довкола теплових електростанцій або накопичуються в золосховищах. З відходів вуглевидобутку, вуглезбагачення і вироблення електроенергії виготовляють різні будівельні матеріали (цеглу чи шлакоблоки), цемент і бетон. Це у декілька разів збільшує радіоактивний фон у будівлях, споруджених із цих матеріалів.

Торф також містить радіонукліди у підвищених концентраціях, що зумовлено фільтрацією крізь торф'яні маси поверхневих і ґрунтових вод, які збагачені радіоактивними елементами.

Зауважимо, що джерелами опромінення людини є деякі побутові предмети, які вміщують радіоактивні речовини. Найпоширенішими предметами опромінення вважають телефонні й мобільні слухавки, годинники з підсвіченими циферблатами, компаси. Радіонукліди застосовуються у багатьох електричних приладах і пристроях. Джерелом рентгенівського випромінювання служать телевізори і монітори комп'ютерів, однак від сучасних їхніх моделей при належній експлуатації дози опромінення є незначними.

3.2. Чорнобильська катастрофа та її екологічні наслідки

На четвертому енергоблоці Чорнобильської АЕС (ЧАЕС) у ніч 26 квітня 1986 р. сталася аварія, яка за масштабами викидів радіоактивних речовин у довкілля до останнього часу (до аварії на японській АЕС Фукусіма-1, екологічні наслідки якої сьогодні ще важко оцінити) не мала аналогів у світі. Цю аварію цілком обґрунтовано називають *катастрофою*. ЧАЕС розташована на півночі Київської області, в 90 км від столиці, близько від кордону з Білорусією.

Характеристика аварії. Радіоактивна аварія стала наслідком недосконалості конструкції ядерного реактора та істотних порушень у режимі його експлуатації. В результаті різкого зростання щільності нейтронного потоку, а відповідно й енерговиділення та підвищення температури були спричинені потужні вибухи, що вщент зруйнували реактор. Унаслідок розгерметизації реактора почалося виділення радіоактивних речовин у природне середовище. Над енергоблоком утворився струмінь середньою висотою від 1,5 до 5 км, що підіймав продукти поділу урану й інших техногенних радіоізотопів (Яблоков, Нестеренко, Нестеренко, 2007).

Із радіоактивного струменя з різних висот вітром відокремлювалися значні маси радіоізотопів, які у вигляді численних радіоактивних хмар розносилися в різних напрямках і випадали на земну поверхню під час дощів. У цей час в реакторі і далі тривала ланцюгова ядерна реакція і протягом ще 40 діб в атмосферу виривався небезпечний струмінь, аж до моменту, поки жерло не було остаточно засипано відкладами.

Відразу після вибуху реактора радіонукліди були викинуті на максимальну висоту до 10 км, і саме ці високі радіоактивні хмари забруднили території Південної Європи, а потім і країни Африки, Північної та Південної Америки, Океанії й Азії (див. рис. 1.13).

Після аварії на ЧАЕС сумарна радіоактивність забруднення цезієм і стронцієм становила 500 млн Кі (Бойчук, Солошенко, Бугай, 2003).

В атмосферу під час Чорнобильської катастрофи було викинуто до 100 % радіоактивних благородних газів, 20–50 % ізотопів йоду, 12–30% – цезію і 3–4% інших важких радіонуклідів від їхнього вмісту в реакторі (Гродзинський, 2000). В перші години після аварії найбільше вплив на довкілля мали радіонукліди – йоду-131 (^{131}J), йоду-133 (^{133}J), а також телуру-132 (^{132}Te), барію-140 (^{140}Ba), лантану-140 (^{140}La) і нептунію-239 (^{239}Np). Через декілька місяців після аварії рівень забруднення визначали радіонукліди стронцію-89 (^{89}Sr) і цирконію-95 (^{95}Zr), а два роки по тому – рутенію-106 (^{106}Ru), цезію-134 (^{134}Cs) і ^{137}Cs . Сьогодні це забруднення

формують ^{90}Sr і ^{137}Cs , а також радіоізотопи плутонію і америцію (Переслегин, 2006).

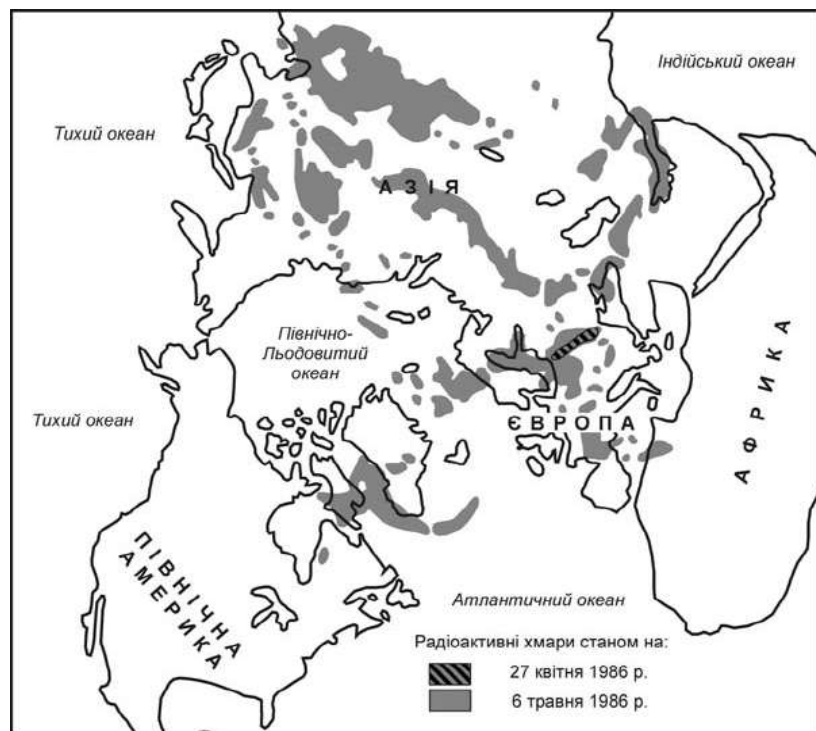


Рис. 1.13. Поширення радіоактивних хмар після Чорнобильської катастрофи (<http://www.un.org/russian/ha/chernobyl>)

Склад аварійного викиду дещо відрізняється від складу продуктів ядерного вибуху. Викид радіонуклідів після Чорнобильської катастрофи відбувався не в один момент, як при ядерному вибуху, а тривав до моменту повної герметизації зруйнованого реактора, яка й тепер відсутня.

Радіоактивні сліди. Часті зміни метеорологічних умов під час викидів із реактора ЧАЕС зумовили складну й плямисту картину радіоактивного забруднення великих за площею територій не лише в Україні, Білорусі й Росії, а й у багатьох країнах Європи (див. рис. 1.14).

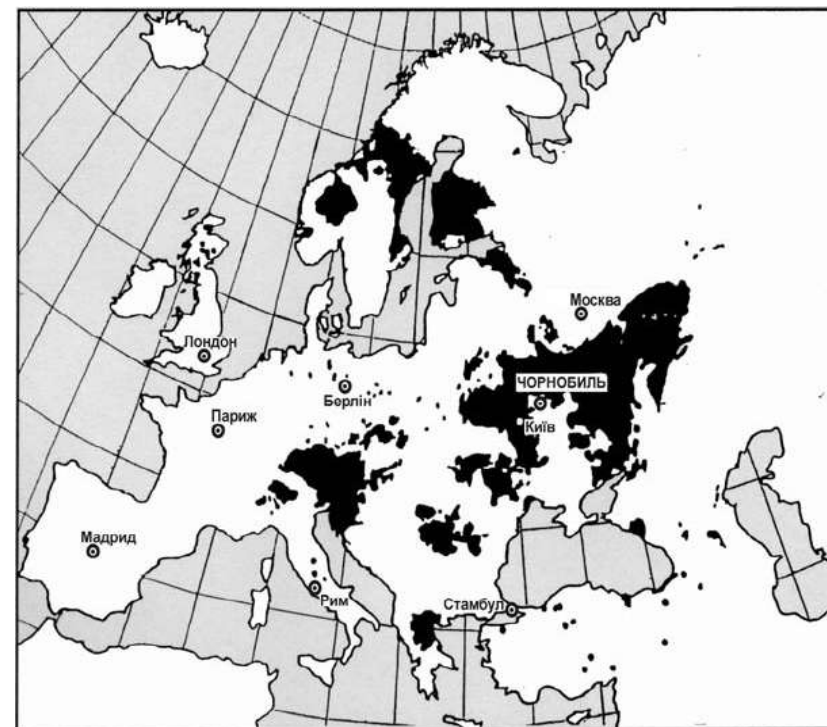


Рис. 1.14. Забруднення Європи ^{137}Cs в результаті Чорнобильської катастрофи (Яблоков, 2000)

Чорними плямами позначені території із радіоактивним забрудненням понад 1 Ki/km^2 станом на 10 травня 1986 р.

Рух хмар, з яких радіонукліди у складі опадів потрапляли на земну поверхню, спричинив формування *радіоактивних слідів*. Найчіткіше виявився західний слід, який являє собою досить вузьку смугу, що тягнеться через Польщу аж до Німеччини і Франції. Набагато ширшим і найінтенсивнішим є північний слід – це забруднення радіонуклідами Білорусі і країн Скандинавії (особливо Швеції і Фінляндії). Широкий, віялоподібний є південний слід, який досягає Австрії і Швейцарії, а також Румунії, Болгарії і Греції. Особливості поширення радіоактивного забруднення по території України розглядатимемо у наступному розділі.

Уже в перші 10 діб після аварії на ЧАЕС концентрація радіонуклідів в атмосферному повітрі виросла у сотні разів порівняно з фоновим доаварійним рівнем. Згодом радіоактивне забруднення досягло Китаю, Японії, США, Канади. За два тижні дрібнодисперсні частинки двічі обійшли земну кулю і поширилися в Північній півкулі (див. рис. 1.13).

Навіть сьогодні після розпаду усіх короткоживучих радіонуклідів є велика імовірність десь у Європі, Азії, Африці чи Америці натрапити на раніш не знайдену пляму чорнобильського походження, особливо у віддалених гірських районах (Яблоков, Нестеренко, Нестеренко, 2007).

На територіях, забруднених унаслідок Чорнобильської катастрофи, опромінення у підвищених дозах зазнали не тільки люди, а й без винятку всі компоненти природного середовища. Із понадфоновим опроміненням довкілля, яке за характером накопичення є хронічним і латентним, пов'язані певні, вже реалізовані радіоекологічні ефекти. При цьому є всі підстави вважати, що у майбутньому виявлятимуться ще негативніші наслідки цього опромінення.

Шкода, яку заподіяла Чорнобильська катастрофа, величезна і має низку екологічних аспектів (Чорнобиль..., 1996):

- по-перше – радіоактивне забруднення складових частин екосистеми: літологічної основи, гідро- й атмосфери, ґрунтового і рослинного покривів;

- по-друге – вплив на здоров'я живих організмів і, найголовніше, людини;

- по-третє – вилучення з народногосподарського використання значних територій і природних ресурсів.

Чорнобильська катастрофа породила нескінченну кількість екологічних проблем, для вирішення яких потрібно десятки, якщо не сотні років. Головна з них – визначення подальшої долі старого, напівзруйнованого об'єкта "Укриття" над рештками ядерного реактора і побудова зверху додаткового, надійнішого "саркофага", що дасть змогу уникнути нового екологічного лиха (Полетаєва, Корбан, 2002). Якщо саркофаг зруйнується або розпочнеться нова хвиля ядерної ланцюгової реакції, то радіоактивна хмара накриє пів Європи

(Яблоков, 2001). Іншою екологічною проблемою, яка потребує дієвої багаторічної програми її розв'язання є перетворення зони відчуження на екологічно безпечну територію.

Контрольні запитання

1. Дайте характеристику природних джерел іонізуючого випромінювання. Космічні промені, земна радіація і радон.
2. Назвіть техногенно-підсилені природні джерела опромінення довкілля.
3. Природні радіоекологічні аномалії, умови їх формування і поширення.
4. Головні техногенні джерела радіоактивного забруднення та їх коротка характеристика. Джерела радіації в медицині, випробування ядерної зброї та атомна енергетика.
5. Застосування радіонуклідів у різних галузях промисловості і сільського господарства, побути.
6. Чорнобильська катастрофа та її екологічні наслідки.



ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ

4.1. Радіоактивне забруднення природних екосистем

У результаті випадання радіоактивних речовин забруднюються такі компоненти природного середовища, як атмосферне повітря, ґрунтовий покрив, водні маси, рослини, тварини тощо. Радіоактивне забруднення природних екосистем відбувається аерозольним, контактним або біологічним шляхом. Радіонукліди включаються у кругообіг речовин і потрапляють в організм людини з харчовими продуктами по ланцюгах живлення, наприклад: атмосферне повітря → ґрунт → трава → корова → молоко чи м'ясо → людина. Розглянемо особливості радіоактивного забруднення компонентів природних екосистем.

Радіоактивне забруднення ґрунтового покриву. Концентрація природних радіонуклідів у ґрунті змінюється у широких межах і залежить від інтенсивності ґрунтоутворювальних процесів. У ґрунтовому покриві найбільше міститься радіоактивного калію (до 2,5 % його маси), тоді як урану, торію чи радію у сотні й мільйони разів менше. Вміст радіоактивних речовин змінюється залежно від типу ґрунту. Наприклад, у дерново-підзолистих ґрунтах щільність ^{40}K лише 4 пКі/г, а у чорноземах перевищує 11 пКі/г (Константинов, Журбенко, 2003).

Різниця у концентрації радіонуклідів також залежить від повноти їхнього поглинання (сорбції) ґрунтовим комплексом і стійкості закріплення у поглиненому стані. На інтенсивність сорбційних процесів у ґрунтах впливає їхній гранулометричний склад. Накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr зумовлене не лише розміром фракцій частинок, їхнім хімічним складом, але й різним мінеральним складом. Найвищі рівні

техногенного забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr спостерігаються на дерново-підзолистих ґрунтах, дещо менші – на сірих лісових ґрунтах і найнижчі – на чорноземах.

Техногенні радіонукліди надходять у ґрунтовий покрив переважно з атмосфери. Вже через декілька років після випадання радіоактивних речовин на земну поверхню більша їхня частина потрапляє у тканини рослин, а звідти – у корм тварин та їжу людини (Маврищев, 2010).

Інтенсивне поглинання ґрунтами радіонуклідів перешкоджає їхньому вертикальному пересуванню по ґрунтовому профілю та проникненню у ґрунтові води і підстилаючі гірські відклади. Так радіоактивні елементи на природних луках, сіножатях і пасовищах затримуються у верхньому шарі зазавтовшки 0–5 см, а на ріллі переважно в орному шарі.

Радіоактивне забруднення рослин і тварин. Ураження рослин радіонуклідами виявляється в гальмуванні швидкості росту, зниженні врожайності і репродуктивності, а в разі великих доз опромінення може статися їхня загибель.

В основі будь-якого радіобіологічного ефекту лежить реакція клітин на дію радіації. Під *радіобіологічним ефектом* розуміється відповідь певної живої клітини чи цілого багатоклітинного організму на опромінення (Гродзинський, 1989; 2000). До них відносять різні детерміністичні й стохастичні радіобіологічні ефекти: радіостійкість, радіочутливість, метаболічну виживаність, системні радіаційно-біохімічні перетворення і модифікації на рівнях ДНК, РНК, клітин й організмів.

Рослини забруднюються переважно аерозольним і кореневим шляхами. Особливості аерозольного шляху надходження полягає в тому, що під час осідання радіоактивних частинок з атмосферного повітря відбувається пряме забруднення надземної маси рослин (листя, гілок, стовбура тощо). Механізм засвоєння радіонуклідів коріннями подібний до поглинання основних поживних макро- і мікроелементів з ґрунту. Наприклад, ^{137}Cs є хімічним аналогом калію, а ^{90}Sr – кальцію.

Розмір накопичення радіонуклідів у рослинах залежить від їхніх біологічних особливостей. Рослини, які утримують більше кальцію, накопичують ^{90}Sr більше, а рослини,

що відзначаються високим вмістом калію, вміщують більше ^{137}Cs . При цьому існує прямопропорційна залежність між щільністю радіоактивного забруднення місцевості і накопиченням радіонуклідів у рослинах.

Природні і техногенні радіонукліди надходять у організм тварини, як і до організму людини, через органи дихання, шлунково-кишковий тракт і поверхню шкіри. Однак потенційний внесок від зазначених шляхів далеко не однаковий і може становити (у відносних одиницях): через шлунково-кишковий тракт – 1000, органи дихання – 1, шкіру – 0,0001 (Батлук, 2009; Константінов, Журбенко, 2003).

Головне значення у опроміненні тварин має рівень радіоактивного забруднення рослин певної місцевості, притім надходження радіонуклідів в організм тварин з питною водою у декілька разів нижче, ніж із кормами. Подібно до рослин, тварини накопичують ^{137}Cs і ^{90}Sr як хімічні аналоги калію і кальцію.

Різні види організмів відчутно відрізняються за своєю здатністю витримувати великі дози радіації. Загалом ссавці мають найбільшу чутливість, далі йдуть плазуни і комахи. Мікроорганізми, особливо бактерії, є найбільш стійкі до опромінення.

Радіоактивне забруднення водного середовища. Рівень вмісту природних радіонуклідів у водних об'єктах визначається геологічною будовою і кліматичними умовами певної місцевості. Природна радіоактивність вод визначається наявністю ^{40}K , ^{234}U , ^{238}U , ^{222}Ra , ^{232}Th та ін. Концентрація урану, радію і торію особливо велика у підземних водах.

Радіоактивність річкової води головню зумовлена радіоактивним калієм, вміст якого залежить як від хімічної сполуки гірських порід, що омиваються цими водами, так і від низки гідрометеорологічних чинників. Щільність радіонуклідів в озерних водах тісно пов'язана з хімічним складом води річок і підземних вод, які живлять озера. Вміст радіоактивних речовин у дощовій воді переважно невисокий, виняток становить ^3H , концентрація якого може сягати десятків пКі/дм^3 .

З урахуванням середнього вмісту солей у водах Світового океану (35 г/дм^3) кількість калію становить 1 г/дм^3 ,

а його активність $11,8 \text{ Бк/дм}^3$. Крім ^{40}K , у морській воді міститься значна частка інших радіонуклідів, а саме ^{87}Rb , ^{238}U , ^{14}C , ^{222}Ra і ^3H .

Радіоактивні речовини, що містяться у водному середовищі, сприймаються, як і інші мінеральні елементи, рослинами і тваринами. Зауважимо, що інтенсивність накопичення радіонуклідів водними організмами перебуває у прямій залежності від температури води та кількості завислих речовин і в зворотній – від концентрації в них кальцію.

4.2. Радіоактивне забруднення агроєкосистем

Радіоактивні речовини випадають на різні види антропогенних екологічних систем, що мають певні особливості їхнього радіаційного забруднення. Найсуттєвіші відмінності щодо ступеня радіоактивного забруднення й умов функціонування властиві агроєкосистемам, урбоєкосистемам і техноєкосистемам.

Особливості радіоактивного забруднення. В Україні, що зазнала забруднення, ліси у різних регіонах становлять лише від 5 до 40 %, а на решті площ переважають сільськогосподарські угіддя. Зрозуміло, що радіоактивним забрудненням в державі охоплені значні території, зайняті агроєкосистемами.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи в Україні забруднено ^{137}Cs (зі щільністю $0,1\text{--}15 \text{ Кі/км}^2$) близько 4,6 млн га сільськогосподарських угідь. Притім пошкоджені агроєкосистеми в межах 74 районів одинадцяти областей, особливо Київської, Житомирської, Рівненської і Волинської. В районах, що постраждали від техногенної катастрофи, суттєво змінилася структура землекористування, порушилися природні, виробничі та господарські зв'язки.

У 1988 р. проведено суцільне наземне гамма-зйомка сільськогосподарських угідь України, а у 1989 р. – додаткові проміри щільності забруднення агроєкосистем ^{137}Cs і ^{90}Sr . На підставі результатів цих обстежень проведено перепрофілювання сільськогосподарського виробництва з урахуванням ареалів забруднених ділянок та коефіцієнтів переходу

радіонуклідів у рослини, внесені зміни у структуру посівних площ. Зокрема, із обігу виведено 211,5 тис. га угідь, у тім числі 135,2 тис. га ріллі. Зменшені площі посівів зернових культур (на 122 тис. га), картоплі (на 46 тис. га), льону-довгунцю (на 29 тис. га).

Зміни у структурі землекористування суттєво впливають й на розвиток скотарства на радіаційно забруднених територіях. Ступінь небезпеки від поголів'я скота для людини залежить від складу кормів. Після Чорнобильської катастрофи відбулося скорочення поголів'я великої рогатої худоби на 20 % (на 99 тис.), свиней – на 30 % (на 15 тис.), овець і кіз – на 50 % (на 124 тис.).

В агроєкосистемах радіоактивне забруднення, поступово заглиблюючись у ґрунтовий покрив, всмоктується ґрунтовим розчином, з якого через коріння надходить до рослин і нагромаджується в їхній біомасі. Врешті-решт радіонукліди виявляються у продуктах харчування рослинного походження, а також у молоці, м'ясі, що спричинено споживанням домашньою худобою радіоактивно забруднених кормів. Досить швидко радіонукліди потрапляють також у воду неглибоких сільських колодязів. Саме тому в агроєкосистемах радіоактивні речовини безперешкодно надходять в організм людини з питною водою та їжею.

Іншим важливим компонентом дози опромінення для сільського населення є *інгаляційна доза*, яка формується за рахунок випромінювання радіонуклідів, що потрапляють в органи дихання із запиленим повітрям. Цей компонент особливо вагомий при польових сільськогосподарських роботах, коли в атмосферне повітря здійснюється багато пилу.

Накопичення радіонуклідів у рослинних та тваринних організмах може перевищувати вміст радіоактивних речовин у ґрунтовому покриві в декілька разів. Треба враховувати, що надходження радіонуклідів у сільськогосподарські культури залежить від типу ґрунту: на важких чорноземах винесення ^{137}Cs і ^{90}Sr менше, ніж на легких сірих лісових або лучно-болотних ґрунтах. На торфових ґрунтах радіоактивне забруднення може досягати надзвичайно високого рівня (Сельскохозйственная..., 1991).

Різні сільськогосподарські культури мають неоднакову здатність до утримання радіоактивних опадів з атмосфери, що зумовлено специфікою морфологічної будови рослин. Коефіцієнт утримання радіонуклідів може змінюватися від декількох до 95 %. Наприклад, для гороху цей коефіцієнт становить 74 %, ярої пшениці – 71 %, проса – 51 %, гречки – 39 %, картоплі – 25 % (Константинов, Журбенко, 2003).

Неоднаковою здатністю до утримання радіонуклідів характеризуються не лише різні види культур, але й відмінні частини й органи однієї і тієї ж рослини. Найчутливіші до радіації в різноманітних фазах розвитку такі рослини, як квасоля, кукурудза, жито, пшениця; більш стійкі – льон, конюшина, люцерна, рис, томати.

Заходи щодо оптимізації радіаційної обстановки. З метою оптимізації ведення сільського господарства на радіаційно забруднених територіях фахівцями-радіоекологами розроблено комплекс заходів щодо уточнення площі ареалів і рівня забруднення радіонуклідами, проводяться та реалізуються меліоративні роботи, вносяться корективи у розміщення і технологію агропромислового виробництва, структуру посівних площ. Серед заходів зі створення безпечніших умов обробки землі та одержання якісної продукції у забруднених районах важливе місце відведено вапнуванню кислих ґрунтів та внесенню підвищених доз мінеральних добрив (Положенець, 2001).

Наприклад, ізотопи цезію відносно біоценозів поведуть себе так само, як і нерадіоактивний калій. Якщо вносити калійні добрива, то за певних умов зменшується надходження у рослини радіоцезію. В цей час акумуляція ізоотопів стронцію гальмується за допомогою кальцію. Саме тому необхідно застосовувати індивідуальне багатоконпонентне підживлення рослин мінеральними добривами, що зменшує інтенсивність всмоктування радіоактивних речовин.

Особливо радіаційно небезпечними для людини продуктами харчування є молоко і м'ясо, які становлять важливу частину її раціону. Режим харчування дає змогу контролювати рівень надходження радіонуклідів в організм людини. Технологічне оброблення (очищення, варіння,

жарення тощо) цих продуктів суттєво знижує вміст в них радіоізо­топів. Зменшує засвоєння організмом радіонуклідів введення у раці­он людини *радіопротекторів*, в першу чергу вітамінів, пектинів, каратиноїдів, антиціанів та деяких органічних кислот. Тому важливо збагачувати раціон людини фруктами і фруктовими соками. Необхідно також стежити за тим, щоб у раціоні було достатньо овочів, які завдяки наявності збалансованих речовин сприяють функціонуванню організму. Водночас слід зберігати повноцінність усього харчування, особливо стосовно білків, вуглеводів, жирів і мінеральних речовин. Досить часто помилково радіопротектором вважають алкоголь. Річ у тім, що спирт дещо посилює стійкість до радіації, проте водночас руйнує молекули вітамінів, які самі є радіопротекторами, послаблює захисну реакцію організму людини.

Під час проведення сільськогосподарських робіт у полі з метою запобігання ерозії схилів та утворення пилу застосовують технології, які передбачають мінімальні обсяги оброблення ґрунту (Гамалій, 2002). Згідно з цими рекомендаціями, у радіаційно забрудненій зоні значно скорочена площа ріллі (на 5,1 %). Суттєві зміни відбулися й у структурі посівних площ – зменшені площі під продуктові і технічні культури та збільшені під кормові. Такі структурні перетворення сприяють оптимізації землекористування та відновленню екологічних властивостей агроєкосистем.

Важливим для підвищення стійкості організму людини до несприятливого впливу радіації є здоровий спосіб життя: правильне чергування праці й відпочинку, постійні прогулянки, фізичні вправи, повноцінне харчування, запобігання психологічних стресів тощо.

4.3. Радіоактивне забруднення урбоєкосистем

У містах умови опромінення людей відмінні від сільської місцевості. Розглянемо головні особливості формування радіаційної ситуації великих міст, таких як Київ і Львів.

Особливості радіоактивного забруднення. Радіаційна небезпека у великих урбоєкосистемах значною мірою

спричинена радіоактивністю, яка потрапляє у водні джерела. Передусім це зумовлено тим, що людина використовує значну кількість води. Тому, коли відбувається сильне забруднення питної води радіоактивними речовинами, слід терміново змінити джерела водопостачання.

Крім загальнопоширеного надходження радіоактивності в організм людини шляхом випадання радіонуклідів з хмар на земну поверхню та разом із забрудненими продуктами, радіоактивні матеріали потрапляють в урбоєкосистеми з транспортом. Це потребує встановлення постів радіаційного контролю автомобільного, залізничного, морського і річкового транспорту.

Самоочевидно, що опромінення людини у сільській місцевості важче обмежувати, ніж у великому місті. В урбоєкосистемах жителі вживають продукти, завезені з місць, де немає або низький рівень радіаційного забруднення. Питну воду споживають чисту артезіанську, а не з неглибоких колодязів, в атмосферному повітрі при належному зволоженні вулиць і відповідному режимі провітрювання приміщень міститься мінімальна кількість радіонуклідів. Відтак радіаційна небезпека в урбоєкосистемах значно послаблена за умов своєчасного і кваліфікованого вдалого здійснення комплексу протирадіаційних заходів.

Наприклад, після Чорнобильської катастрофи у Києві щоденно поливали дороги, тротуари і внутрішні подвір'я. Іншим заходом, який застосовували з метою зменшення радіоактивності, було збирання і вивезення за межі Києва опалого радіоактивно забрудненого листя. Але зменшенню радіаційної небезпеки найкраще сприяли такі заходи, як заміна джерел водопостачання шляхом введення нових артезіанських свердловин та дезактивація окремих плям з високим рівнем радіоактивного забруднення.

Вивчення складної радіаційної обстановки в межах урбоєкосистем потребує проведення спеціальних досліджень з метою організації дієвої системи радіаційного контролю. Завдання радіаційного контролю урбоєкосистем полягає у кількісній та якісній оцінці параметрів радіаційної ситуації, зумовленої наявністю природних і техногенних джерел

радіації з метою оптимізації режиму проживання і господарювання в міському середовищі.

Радіоактивне забруднення Львова. Система радіаційного контролю великого міста передбачає вимірювання гамма-фону, ступеня радіаційної чистоти та рівня індивідуальної дози іонізуючого випромінювання за допомогою дозиметра-радіометра. Контроль радіаційної обстановки в межах урбоекосистем Львова проведений за допомогою радіометрів “Прип’ять” і “Терра”. Радіаційно-екологічні дослідження проведені з використанням методичних рекомендацій, розроблених колективом авторів Національної академії наук і Міністерства охорони здоров’я України та інших науково-дослідних установ (Константинов, Журбенко, 1999; Методичні..., 1990; Основные..., 1988).

Упродовж трьох періодів – березень–травень 2000 р., березень–квітень 2003 р. і квітень–червень 2010 р. проведений радіаційний контроль у межах центральної, східної і південної частин м. Львова. Всього за відповідні часові проміжки знято 181 контрольний промір: у 2000 р. – 47, у 2003 р. – 24, а в 2009 р. – 110.

У кожній досліджуваній точці вимірювали середню і максимальну потужність гамма-випромінювання, густину потоку бета-випромінювання та показник радіаційної чистоти довкілля. Проміри проводили упродовж 15–20 хв із описуючи у польовому щоденнику геоекоекологічну ситуацію навколо точки контролю (географічна прив’язка, ґрунт або покриття, відстань від джерел радіоактивного забруднення) і погодні умови (температура повітря, атмосферний тиск, опади). Радіометричні вимірювання проводили на двох висотах: на рівні ґрунтового або техногенного покриття та на висоті 1,2–1,5 м від площадки з метою вивчення впливу відстані від земної поверхні, як головного джерела техногенної радіації в урбоекосистемах, на рівень забруднення радіонуклідами.

Проведені радіаційно-екологічні дослідження не мали на меті проаналізувати просторово-територіальне поширення радіоактивного забруднення по всій території Львова, оскільки часовий проміжок для цього та кількість досліджуваних промірів є недостатніми. Головним завданням було вияв-

лення закономірностей зміни рівнів забруднення радіонуклідами в межах основних типів урбоекосистем Львова.

Однак загальні риси поширення ареалів радіоактивного забруднення все ж вдалося відстежити. Так у центральній, старовинній частині міста, яка внесена до списку архітектурної спадщини ЮНЕСКО і є пішохідною, середній рівень гамма-випромінювання коливається від 5 до 7 мкР/год, а максимальний гамма-фон не перевищує 14 мкР/год (рис. 1.15). Густина потоку бета-випромінювання міститься у проміжку $1,5\text{--}2,0\text{ см}^{-2}\times\text{хв}^{-1}$.

Значно вищий рівень забруднення радіонуклідами урбоекосистем спостерігається в центральній частині міста, що прилягає до головного корпусу Львівського національного університету та парку імені Івана Франка. Гамма-фон у багатьох місцях перевищує 15–25 мкР/год ($0,15\text{--}0,25\text{ мкЗв/год}$), а значення густини бета-потоку – $3,0\text{--}7,5\text{ см}^{-2}\times\text{хв}^{-1}$. Підвищення показників радіоактивного забруднення зумовлене поверхневим зносом та накопиченням у пониженнях ділянках урбоекосистем радіонуклідів автотранспортом.

У східній, віддаленій від центру, частині Львова спостерігаються нижчі показники радіоактивного забруднення: гамма-випромінювання – 4–7 мкР/год ($0,04\text{--}0,07\text{ мкЗв/год}$), максимальне до 12 мкР/год ($0,12\text{ мкЗв/год}$), а бета-потоку – $0,5\text{--}1,5\text{ см}^{-2}\times\text{хв}^{-1}$. Подібна радіаційна ситуація властива для урбоекосистем в околицях Високого замку.

Загалом, виявлені ареали радіоактивного забруднення відносно сталі у просторі й часі. Несуттєві коливання показників радіоактивного забруднення (до 2–3 мкР/год) спостерігають в межах урбоекосистем, які розміщені на крутих й спадистих схилах. Власне з інтенсивним проявом ерозійних процесів пов’язана міграція радіонуклідів. Величина радіоактивного забруднення урбоекосистем Львова, головнo, залежить від їхнього положення у ряді геохімічного сполучення. Формування окремих радіаційних мікрозон міста з підвищеними значеннями пов’язано з природною радіоактивністю геологічних відкладів та підвищеним радіаційним фоном культурного ґрунтового шару (Волошин, 2006).

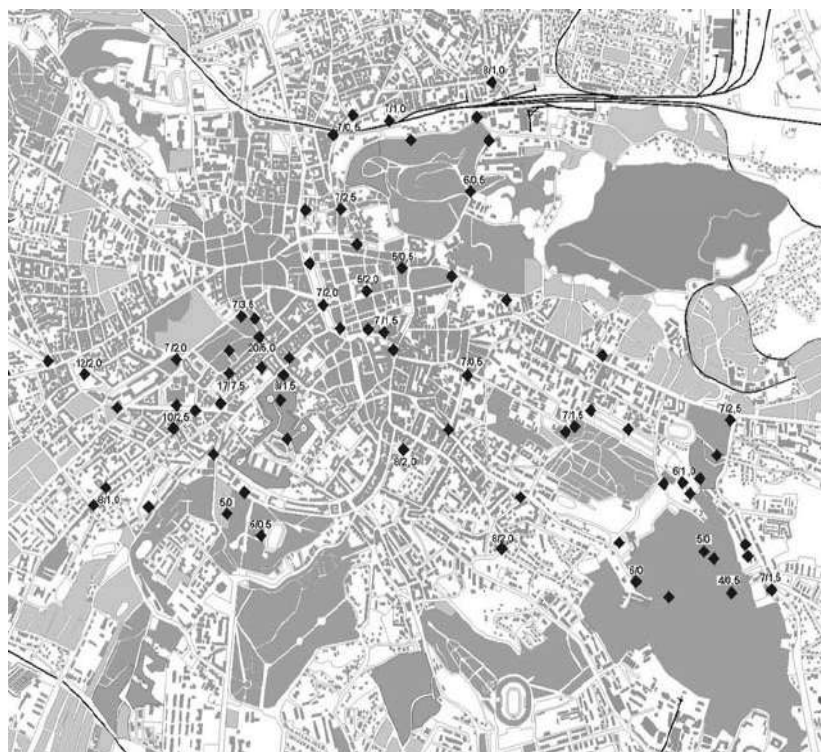


Рис. 1.15. Загальні риси радіоактивного забруднення Львова

Пунсонами позначені пункти радіаційного контролю: перша цифра – середній рівень гамма-випромінювання (мкР/год), друга цифра – рівень бета-потіку ($\text{см}^{-2} \times \text{хв}^{-1}$)

Зрозуміло, зібрані дані, зважаючи на плямистий характер поширення забруднення радіонуклідами, лише в загальному відображають радіаційну ситуацію у місті. Однак такої кількості достатньо для визначення основних типів урбоєкосистем за інтенсивністю накопичення радіоактивного забруднення.

За результатами радіаційно-екологічних досліджень урбоєкосистеми Львова розділено на житлові, промислові, транспортні і паркові. Ці типи урбоєкосистем мають властивий їм узагальнений рівень радіоактивного забруднення (табл. 1.1).

Таблиця 1.1

**Радіоактивне забруднення Львова
за типами урбоєкосистем**

Тип урбоєкосистеми	Кількість промірів	Експозиційна доза, мкР/год		Дозове навантаження, мЗв/рік	Радіоактивне забруднення, мКі/км ²
		середня	максимальна		
Житловий	26	7,01	11,63	0,60	8,12
Промисловий	7	6,45	11,82	0,55	5,62
Транспортний	24	12,54	20,21	1,14	9,88
Парковий	14	5,62	10,50	0,49	1,73

Аналіз усереднених радіаційно-екологічних показників за типами урбоєкосистем Львова показав, що транспортні магістралі мають найвищий ступінь радіоактивного забруднення (9,88 мКі/км²). Зумовлено це тим, що автотранспорт є найбільшим джерелом надходження іонізуючого випромінювання у довкілля Львова. Дещо менший рівень концентрації радіонуклідів властивий для густозаселених житлових урбоєкосистем (8,12 мКі/км²).

Ще нижчі показники радіоактивного забруднення характерні для промислових урбоєкосистем (5,62 мКі/км²). Невеликі значення іонізуючого випромінювання протягом останніх десяти років зумовлені зменшенням обсягів виробництва на підприємствах або їх повним закриттям. Однак найкраща радіаційно-екологічна ситуація спостерігається у паркових частинах міста, де середня концентрація радіонуклідів становить лише 1,73 мКі/км².

Рівень радіоактивного забруднення Львова коливається від 1,73 мКі/км² у паркових урбоєкосистемах до 9,88 мКі/км² у межах транспортних урбоєкосистем. Це фактично відповідає сучасним Нормам радіаційної безпеки України, згідно яких дозове навантаження не повинно перевищувати 1 мЗв/рік (9,5 мКі/км²) (Норми..., 1997). Однак в окремих частинах міста, пов'язаних з основними транспортними магістралями,

може значно погіршуватися радіаційна ситуація і спостерігатися підвищена, небезпечна для довкілля і людини концентрація радіонуклідів (до 20–25 мКі/км²).

4.4. Радіоактивне забруднення техноекосистем

До техногенних екологічних систем передусім відносять гірничовидобувні об'єкти: відвали, кар'єри, відстійники, хвостосховища тощо. Останніми роками проведено низку досліджень, спрямованих на виявлення радіаційної обстановки в межах техноекосистем (Іванов, 1999, 2001, 2004; Іванов, Ковальчук, 2007; Приставка, Серебряна, Аніщенко, 2002; Шматков, Аніщенко, 2002).

Забруднення техноекосистем радіонуклідами має певні особливості, розглянуті на прикладі радіаційно-екологічного аналізу ключової ділянки, розміщеної в межах терикону шахти "Візейська" (стара назва – № 8 "Великомостівська") Червоноградського гірничопромислового району Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну.

Проведена радіометрична зйомка ключової ділянки дала можливість визначити умови перерозподілу, міграції та акумуляції техногенних радіонуклідів (табл. 1.2). Рівень експозиційної дози для техногенної місцевості породного терикону коливається від 8 до 12 мкР/год (0,08–0,12 мЗв/год) і максимально досягає 25–30 мкР/год, що є значно вище за рівень геохімічного фону прилеглих територій, який становить 5–6 мкР/год. Радіоактивне забруднення є незначним і залежить від умов міграції радіонуклідів (4,5–21,4 мКі/км²), однак воно перевищує рівень геохімічного фону у 3–10 разів.

Радіаційно-екологічні спостереження показали, що величина як хімічного, так і радіоактивного забруднень елементарних техноекосистем залежить від їхнього розміщення у ряді геохімічного сполучення. За умовами міграції хімічних та радіоактивних елементів досліджувані техноекосистеми є елювіальними (EI), транселювіальними (TrEI), елювіально-акумулятивними (EIAc), трансупераквальними (TrSAc) та акумулятивно-елювіальними (AcEI).

Таблиця 1.2

Радіоактивне забруднення терикону шахти "Візейська"

№ з/п	Положення техноекосистеми у ряді геохімічного сполучення	Експозиційна доза, мкР/год	Дозове навантаження, мЗв/рік	Радіоактивне забруднення, мКі/км ²	Коефіцієнт перерозподілу забруднення, Кп
1.	EI вершинні поверхні	10,67	0,93	6,8	0,86
2.	EI обривчасті схили	10,50	0,92	15,8	2,00
3.	EI плоскі і горбисті поверхні	10,71	0,94	13,5	1,71
4.	TrEI верхні частини схилів	9,72	0,85	6,8	0,86
5.	TrEI середні частини схилів	9,50	0,83	4,5	0,57
6.	EIAc міжсхилів поверхні	10,40	0,91	10,1	1,28
7.	EIAc заліснені поверхні	7,75	0,68	7,9	1,00
8.	EIAc нижні частини схилів	10,20	0,89	5,6	0,71
9.	TrSAc плоскі поверхні	9,50	0,83	13,5	1,71
10.	AcEI замкнені пониження	11,75	1,02	21,4	2,71

Знаючи рівні радіоактивного забруднення цих техноекосистем, розраховано, згідно з формулою 1.1, коефіцієнт перерозподілу техногенного геохімічного забруднення (Кп) вугільного терикону (див. табл. 1.2). За Кп = 1 ми прийняли середньозважені умови за рівнем дозових радіоактивних навантажень, що відповідають елювіально-акумулятивним залісненим поверхням. При Кп > 1 відбувається акумуляція хімічних і радіоактивних елементів, при Кп < 1 – їхнє змивання чи знесення. Радіаційне знімання в межах терикону проводили після відбирання проб гірських порід для емісійного спектрального аналізу хімічних елементів із врахуванням розміщення техноекосистеми у ряді геохімічного сполучення.

На основі ландшафтної карти ключової ділянки, матеріалів польових досліджень та фондових даних (Токсикогигиеническая..., 1992) складено картосхеми особливостей міграції забруднювальних речовин та геохімічного і радіоактивного забруднення породного терикону (рис. 1.16, додаток Г).

На рис. 1.16 показані ландшафтно-геохімічні зони; показники сумарної геохімічної і радіоактивної забрудненості, розраховані за коефіцієнтом перерозподілу забруднення для дев'яти хімічних елементів (Co, Cu, As, Ni, Pb, Cr, Zn, Cs, Sr); показники дозового радіоактивного навантаження тощо.

Аналогічні радіаційно-екологічні дослідження проведені в межах різнофункціональних техноекосистем найбільших гірничопромислових й постмайнінгових районів Львівської області: Червоноградського, Яворівського і Дрогобицько-Стебницького, а також в околицях Добротвірської ТЕС. Досліджуваними техноекосистемами виступали кар'єри, відвали, хвостосховища, відстійники, стави-накопичувачі технічних вод тощо. Результати досліджень показали, що рівень експозиційної дози гірничопромислових об'єктів регіону перевищує фоновий в середньому у 1,2–1,6 раза. При цьому середній показник радіоактивного забруднення ^{137}Cs вищий від фонового у 1,3–1,7 раза, а ^{90}Sr – у 2,0–5,0 раза.

Відчутні коливання рівнів радіоактивного забруднення спостерігаються в межах окремих видів техноекосистем: відвалів, кар'єрів, відстійників тощо. На Львівщині найвищі показники щільності радіонуклідів відзначають на породних териконах і хвостосховищах Червоноградського гірничопромислового району Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну. Це пов'язано із підвищеною радіоактивністю відходів вуглевидобування і вуглезбагачення.

Вивчення особливостей радіаційної обстановки в межах різних видів функціональних екосистем дає можливість удосконалити для них норми радіаційного навантаження, підвищити рівень радіаційно-екологічної безпеки та розробити спеціальні заходи щодо оптимізації стану довкілля в умовах дії малих доз радіації.

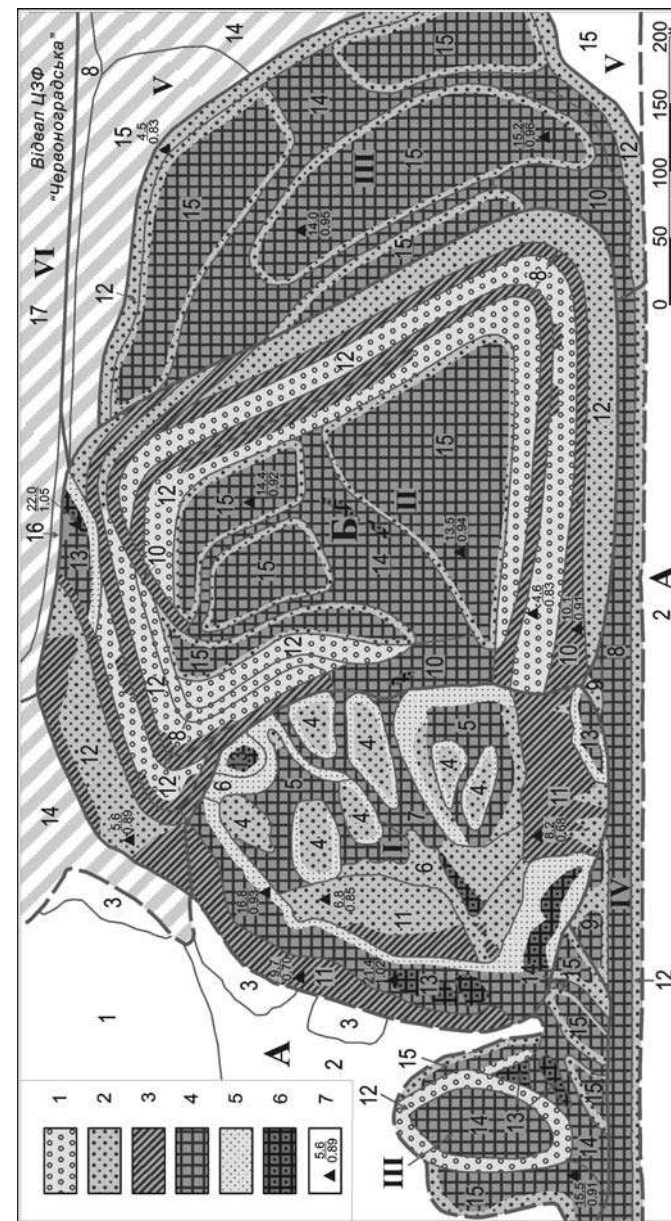


Рис. 1.16. Геохімічне і радіоактивне забруднення терикону шахти “Візейська”

Умовні позначення: Ландшафтно-геохімічні зони (в дужках – відношення сумарного геохімічного забруднення по восьми хімічних елементах (Co, Cu, As, Ni, Pb, Cr, Zn, Mn) до ГДК): 1 – до 5,0; 2 – 5,0–8,0; 3 – 8,1–12,0; 4 – 12,1–16,0; 5 – 16,1–20,0; 6 – понад 20, 7 – показники забруднення у чисельнику – відношення сумарного геохімічного забруднення до ГДК; у знаменнику – дозове радіоактивне навантаження, мЗв/рік.

Контрольні запитання

1. Характеристика радіоактивного забруднення природних екосистем. Особливості забруднення радіонуклідами ґрунтового покриву, рослин і тварин, водного середовища.
2. Особливості радіоактивного забруднення агроекосистем. Зміни в структурі сільськогосподарських угідь в Україні.
3. Заходи щодо оптимізації радіаційної обстановки в агроекосистемах. Радіопротектори.
4. Особливості радіоактивного забруднення урбоекосистем. Заходи щодо оптимізації радіаційної обстановки великих міст.
5. Радіаційна ситуація у м. Львові. Забруднення території міста радіонуклідами за типами урбоекосистем.
6. Особливості радіоактивного забруднення техноекосистем Червоноградського гірничопромислового району Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну.



Розділ 5

РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ В УКРАЇНІ

5.1. Джерела природної і техногенної радіації

У зв'язку з Чорнобильською катастрофою й глобальним антропогенним забрудненням радіонуклідами навколишнього природного середовища України питання про вплив природних і техногенних джерел радіації на стан екосистем та здоров'я людини набуває все 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 (рис. 1.17). До об'єктів підвищеної природної радіоактивності належать: торієве й уранове зруденіння у кристалічних породах; уран і радон у ґрунтовому покриві, а також підземних та ґрунтових водах. Площі з високим рівнем радоновиділення займають близько 20 % території кристалічного щита. Вони характеризуються чисельними природними радіаційно-екологічними аномаліями з концентраціями радону до 100 еман і навіть більше, урану – $5 \cdot 10^{-5}$ – 10^{-4} г/дм³ і радію – 10^{-11} – $5 \cdot 10^{-11}$ г/дм³ (Атлас..., 2001). За даними радіаційно-екологічних досліджень у межах щита виділено низку радонових аномалій у ґрунтовому покриві з концентраціями радону в десятки–сотні еман, в одиничних випадках – до 900–2000 еман.

Найбільший вплив на формування радіоактивного фону в Україні мають U, Th, ⁴⁰K, ⁸⁷Rb (Радіоактивність..., 1993). Розподіл цих елементів у породах кристалічного фундаменту та осадового чохла Українського щита та прилеглих тектонічних структур відображає еволюцію земної кори, пов'язану з диференціацією хімічної речовини під впливом ендегенних та екзогенних процесів. Пересічний вміст урану у кристалічних породах становить 2,2 г/т, торію – 14 г/т, співвідношення Th/U – 5,6.

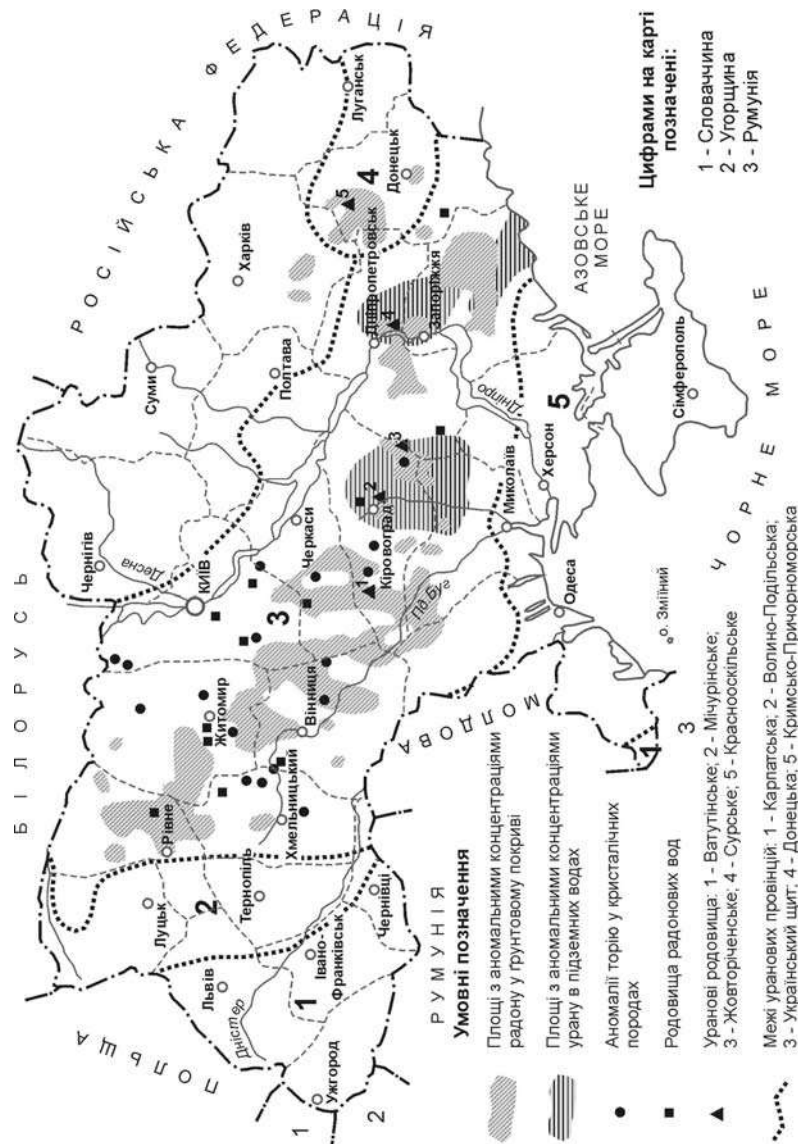


Рис. 1.17. Природні джерела радіація в Україні (Атлас..., 2001)

За результатами радіогеохімічних досліджень територія України поділена на три уранові провінції: Український щит, Карпатську й Донецьку. В їхніх межах відкрита значна кількість уранових родовищ, а також родовищ радонових вод (див. рис. 1.17). Частина виявлених родовищ розробляється. Крім цього існують дві потенційні уранові провінції: Волино-Подільська і Кримсько-Причорноморська, в яких проводиться пошук нових природних радіаційно-екологічних 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 (Атлас..., 2001). В кристалічних породах щита виявлений ряд значних природних аномалій торію.

Населення та екосистеми, розміщені у районах розроблення уранових родовищ, додатково зазнають впливу локального прояву природної радіоактивності, зумовленої підвищеними концентраціями урану в кристалічних породах. Тому необхідно проводити детальне радіаційно-екологічне картографування радонових й уранових аномалій у гірських відкладах, ґрунтовому покриві і підземних водах та подальше дослідження ступеня впливу природного опромінення на населення. Отже, оцінюючи сучасну екологічну ситуацію в Україні, 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 (див. рис. 1.17). Вперше прояви радонових вод відкриті у 1935 р. в околицях м. Хмельник (Вінницька обл.). В Україні розвідані Житомирське, Шепетівське, Білоцерківське, Звенигородське, Криворізьке, Бердянське та низка інших родовищ. Середня концентрація радону у радіоактивних мінеральних водах становить 60–100 еман (6–10 нКі/дм³), а в окремих випадках вона досягає 1100 еман (Курортні..., 1999). 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. Існує близько 8 000 підприємств та організацій на яких розміщено понад 100 000 джерел радіоактивного забруднення (Нейко, Рудько, Смоляр, 2001).

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

- атомні електростанції;
- підприємства з видобування урану, його збагачення та перероблення на ядерне паливо;
- медичинські і науково-дослідні установи, промислові та інші підприємства й організації;
- військові підрозділи з використанням ядерних технологій та радіоактивних речовин.

Нині в Україні накопичено 65,5 млн т радіоактивних відходів в урановидобувній й уранопереробній промисловості; 70 тис. м³ залишків ядерного палива на сховищах атомних електростанцій; 1,1 млрд м³ радіоактивно забруднених відходів (залишків реактора і техніки, знятий шар ґрунту тощо) у зоні відчуження Чорнобильської АЕС (рис. 1.18). Великі обсяги радіоактивних відходів (понад 5 тис. м³) зберігаються у сховищах Української державної асоціації "Радон". Близько 85–90 % всіх накопичених радіоактивних відходів є низько- та середньоактивними.

В Україні розвинута урановидобувна галузь з такими основними урановими родовищами: Ватутинським, Мічуринським, Жовторіченським, Краснооскільським і Сурським (рис. 1.18). Уранові руди з цих рудників збагачуються та переробляються на Східному гірничозбагачувальному комбінаті у Жовтих Водах, а також на Дніпропетровському і Дніпродзержинському переробних заводах.

Атомна галузь відіграє значну роль в економіці України. В 2000 р. атомні електростанції генерували 46,3 % від загальної кількості електроенергії в державі. Частка АЕС в енергетичній промисловості України становить понад 24 %. За кількістю діючих ядерних реакторів та їхньою сумарною

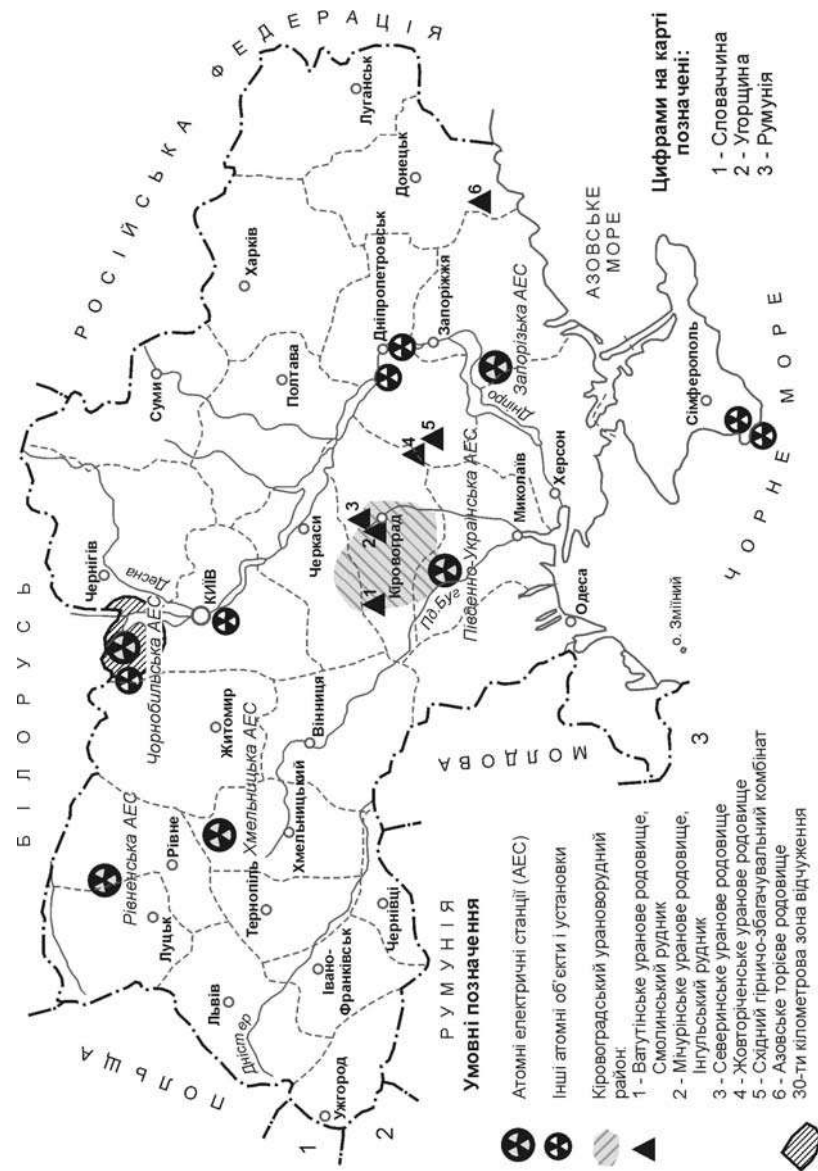


Рис. 1.18. Антропогенні джерела радіації в Україні

потужністю наша країна посідає восьме місце у світі та п'яте в Європі (див. додаток В). Запорізька АЕС із потужністю 6 млн кВт вважається найбільшою на європейському континенті.

Управління ядерною галуззю в Україні представлено Державним департаментом ядерної енергетики, який є частиною Міністерства енергетики України. Крім цього у 1996 р. заснована Національна компанія ядерної енергетики "Енергоатом" з метою поліпшення енергозабезпечення виробництва та населення, підвищення якості діяльності АЕС забезпечення їхньої конкурентоспроможності в умовах енергетичного ринку. Енергоатом охоплює п'ять атомних електростанцій: Запорізьку, Південно-Українську, Рівненську, Хмельницьку і Чорнобильську (див. рис. 1.18). З 1 січня 2001 р. Чорнобильська АЕС виведена з експлуатації.

Історія української атомної енергетики починає свій відлік з вересня 1977 р., коли в промислову експлуатацію введено перший енергоблок Чорнобильської АЕС з реактором типу РБМК-1000 потужністю 1000 МВт. Всезростаюча потреба в електроенергії та намагання замінити малопотужні теплові і гідроелектростанції сприяли швидкому введенню нових атомних енергоблоків. Уже на час техногенної катастрофи на четвертому блоці Чорнобильської АЕС (26 квітня 1986 р.) в Україні функціонувало 9 енергоблоків, 6 з яких потужністю у 1000 МВт. Сьогодні, не дивлячись на виведені з експлуатації чотири ядерні реактори Чорнобильської АЕС, електроенергією виробляють 13 енергоблоків загальною потужністю 11 880 МВт (Константинов, Журбенко, 2003).

На державному рівні здійснюються заходи з добудови двох компенсуючих потужностей на Рівненській та Хмельницькій АЕС, готовність яких на рівні 90–95 %. Планується добудувати Ташлицьку ГАЕС, рівень підготовки двох агрегатів якої оцінюють у 80–90 %.

Як відомо, за часів СРСР в Україні були розміщені військові бази з стратегічними ядерними ракетами високої і середньої дальності польоту. У 1995 р. Україна відмовилася від ядерної зброї і стратегічні ракети були вивезені до Росії, а військові бази демонтовані. Надалі існують війсь-

кові й науково-дослідні ядерні установи у Києві і Севастополі (див. рис. 1.18). Крім цього, у Балаклаві (під Севастополем) існувала військова база атомних підводних човнів Чорноморського флоту.

5.2. Радіоактивне забруднення довкілля

Інтенсивне техногенне радіоактивне забруднення території України здебільшого зумовлено Чорнобильською катастрофою. На сьогодні найбільший вклад у забруднення вносять ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Географія радіоактивного забруднення. В Україні підвищення потужності дози, що спричинене забрудненням ^{137}Cs у межах 4–20 кБк/м² (0,1–1,0 Кі/км²), спостерігається на більшій частині території (Гродзинський, 2000). 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 (Україна..., 1996).

Найвищі рівні забруднення радіонуклідами спостерігають 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 (Яблоков, 2000).

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 (рис. 1.19). 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 в межах цього сліду досягає 100 кБк/м². Від південного сліду відгалужився ще один слід у західному напрямі й зумовив радіоактивне забруднення частин Вінницької, Хмельницької, Тернопільської, Івано-Франківської та Чернівецької

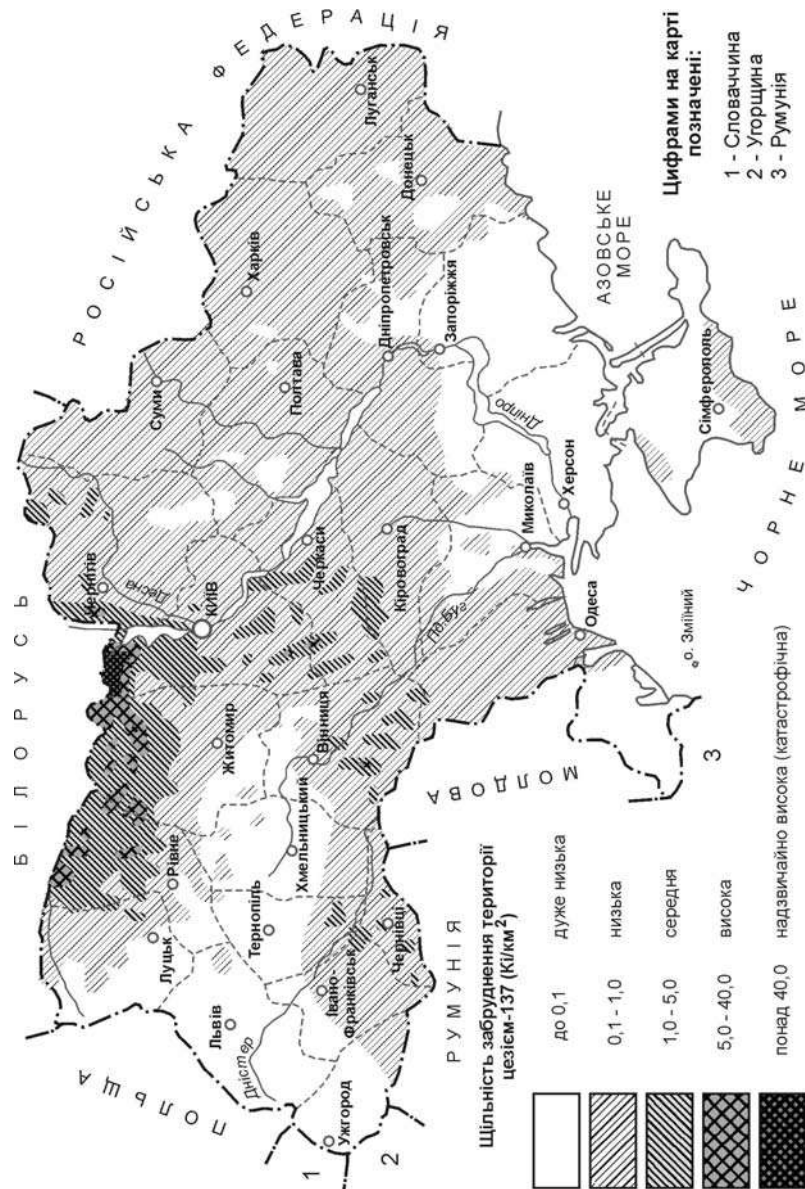


Рис. 1.19. Радіоактивне забруднення території України цезієм-137 (Україна..., 1996)

областей, де середня щільність забруднення ^{137}Cs становить 10–40 кБк/м² (1 Ки/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 поновилася деталізація радіаційної ситуації в Україні. Встановлено, що суттєвих змін у географії забруднення радіонуклідами не відбулося, хіба що виявлений ряд нових плям площею до кількох квадратних кілометрів з рівнями 5–15 Ки/км² у Вінницькій, Івано-Франківській, Київській, Черкаській, Чернігівській областях та з рівнями 1–5 Ки/км² у Сумській і Тернопільській областях (Заставний, 1994).

Смуга найбільшого радіоактивного забруднення (вище 5 Ки/км²) простягається по Українському Полісся 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-ти кілометрах на схід від Овруча суцільна смуга надзвичайно високого радіоактивного забруднення (до 15–40 Ки/км²) розгалужується на дві частини – одна, більш забруднена, йде на південний захід до Коростеня, друга – окремими великими ареалами продовжується 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 підходить до Києва та частково захоплює його північно-східну частину (житловий район Троещина), а також проходить через його міста-супутники Вишгород і Димер.

Ареали забруднення ^{90}Sr у концентрації від 0,05 до 0,5 Ки/км² практично співпадають з площами забруднення ^{137}Cs , дещо розширюючись у східному напрямку. Ділянки забруднення ґрунтового покриву ^{90}Sr понад 0,5 Ки/км² відзначені лише у Київській області поблизу ЧАЕС.

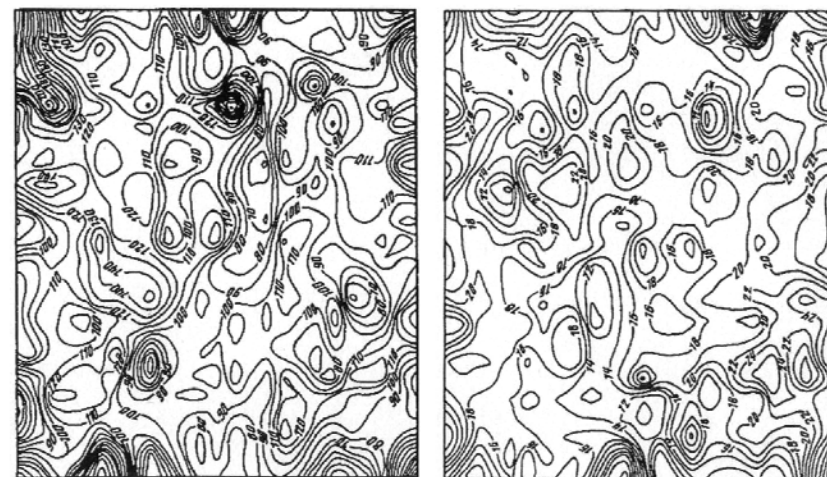
В окремих місцях по Україні в ґрунтах встановлені аномальні рівні плутонію, які здебільшого співпадають з ареалами забруднення ^{90}Sr . Максимальна кількість забруднених ділянок зустрічається у Чернігівській області, де щільність плутонію коливається в межах $0,2\text{--}0,8\text{ мКі/км}^2$.

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. Про це можна стверджувати навіть для територій, які не входять до зон чорнобильського забруднення. *Аерогамазнімання*, на основі якого складена більшість карт радіоактивного забруднення, дає лише усереднене значення радіоактивності для маршруту шириною $200\text{--}400\text{ м}$. При цьому локальні високоактивні плями можуть залишатися непоміченими. Характер реального забруднення екосистем показаний на рис. 1.20. Як видно з рисунка, що на відстані у декілька десятків метрів концентрація радіонуклідів може різко відрізнятися.

Особливості радіоактивного забруднення. Вплив Чорнобильської катастрофи на довкілля вивчався багатьма науково-дослідними колективами. Радіоекологічні дослідження спочатку проводилися за умов жорсткої секретності. Негативні наслідки такої секретності відчуваються до цього часу, не дивлячись на опублікування багатьох результатів (Козубов, Таскаев, 1994; Sokolov, Krivolutsky, 1998).

Першим етапом досліджень впливу Чорнобильської катастрофи на навколишнє природне середовище стало виявлення характеристик радіоактивного забруднення для рослинних і тваринних організмів (біоценозів), а також ґрунтового покриву. За результатами цих радіаційно-біологічних досліджень у подальшому вивчалися особливості радіаційного забруднення екосистем.



а

б

Рис. 1.20. Плямистість концентрації радіонуклідів в екосистемах 30-кілометрової зони ЧАЕС (Кі/км^2):

а – цезій-137, масштаб $1 : 500$; б – церій-144, масштаб $1 : 600$ (Щеглов, 1999)

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 $130\text{--}300$ разів вище, ніж у незабруднених районах. Навіть за межами 30-кілометрової зони спостерігаються явища радіолізу атмосфери. Концентрація аероіонів у наземному шарі на надзвичайно високо забруднених територіях перевищує значення, припустимі 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/км^2 . 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 (Гродзинський, 2000).

Результати сотень наукових робіт, які підсумовують вплив радіоактивного забруднення на навколишнє природне середовище, свідчать про серйозні екологічні, в тому числі генетичні зміни в біоценозах. Нагадаємо лише деякі екологічні наслідки дії Чорнобильської катастрофи на довкілля (Яблоков, 2001):

- 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 сташніші екологічні наслідки іонізуючого випромінювання. Як виявилось, людство безсиле перед екологічними катастрофами такого масштабу, і це стало жорстоким уроком для нього.

5.3. Радіоактивне забруднення водних екосистем

Географія радіоактивного забруднення. Радіаційна ситуація водних екосистем України визначається величиною привнесення радіонуклідів водотоками із забруднених басейнів. Основними постачальниками радіонуклідів після аварії на Чорнобильській АЕС є стоки річок Дніпра та його основних поліських допливів Прип'яті, Десни і Тетеріва. 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 основними 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 водотоки 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 змивання з водозбірних площ. Особливо активно процеси перенесення радіонуклідів протікали під час весняних повеней, коли посилювалося змивання 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 та особливостей процесу сніготанення на площі басейну.

Потрапляючи у водні екосистеми, радіонукліди розподілялися між абіотичними компонентами довкілля (водою, донними й завислими відкладами) та гідробіонтами (Основи..., 2001). У післяаварійний період найшвидше звільнилися від радіоактивного забруднення малі допливи Дніпра з досить високою швидкістю течії. У багатьох непроточних озерах Полісся радіонукліди накопичувались у донних відкладах. Ще складніші процеси, пов'язані з міграцією радіонуклідів між водою, гідробіонтами і донними відкладами, відбуваються у дніпровських водосховищах, особливо Київському водосховищі. Водосховища дніпровського каскаду є своєрідними буферними накопичувачами радіонуклідів (Кузьменко, 1998). Однак, найінтенсивнішого радіоактивного забруднення зазнала водойма-охолоджувач ЧАЕС (Лукашев, 2002).

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 $3,7 \times 10^5$ Бк/дм³ (Основи..., 2001). Пізніше (1986–1988 рр.), основними радіонуклідами, які реєструвались в цій зоні були ^{90}Sr , ^{137}Cs , плутоній-239 (^{239}Pu), америцій-241 (^{241}Am) з радіоактивністю понад 500 Бк/дм³ (Огородніков, 2002). З

часом почала проявлятися тенденція до зниження радіоактивного забруднення водних екосистем у зв'язку з розпадом короткоіснуючих радіонуклідів та переходом значної їхньої кількості у донні відклади.

Радіоактивне забруднення дніпровського каскаду.

Проведені радіоекологічні дослідження (Огородніков, 2002; Ромась, 2002; Ромась, Пелешенко, Сілевич, 2002; Хільчевський, Курило, 2002 та ін.) свідчать, що Київське водосховище є найбільш значущим акумулятором хімічних сполук

басейну 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 ньому містяться. Значний вплив на трансформацію форм радіонуклідів у водоймі мають гідробіоти, змінюючи просторову мікросструктуру, склад донних відкладів.

Особливу роль у розподілі та накопиченні радіонуклідів у Київському водосховищі відіграють донні відклади (рис. 1.21). Найбільшу здатність накопичувати радіонукліди мають глина та мул на ділянках

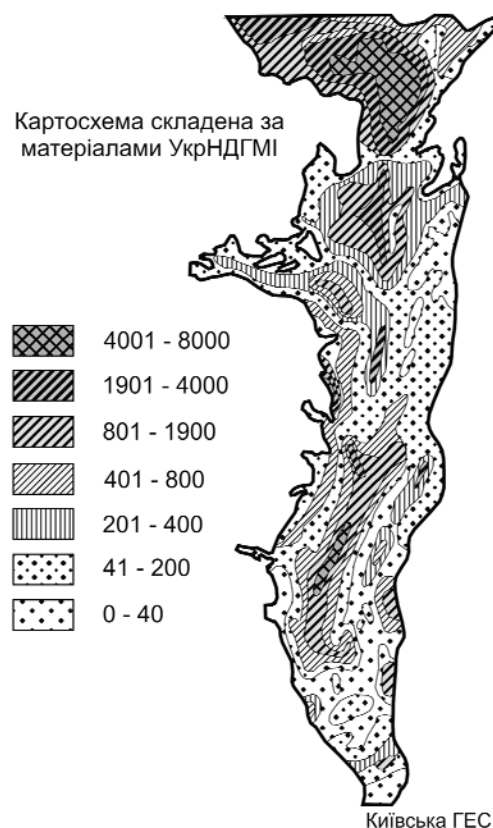


Рис. 1.21. Картосхема розподілу ^{137}Cs у 20-сантиметровому шарі донних відкладів, у Бк/кг (Огородніков, 2002)

впадіння річки Прип'ять і Дніпро у верхній частині водосховища та при збільшенні глибини. Близько 50 % завислого ^{137}Cs виноситься у водну екосистему наносами, серед яких істотно переважає глиниста фракція. При цьому більша частина часток (до 73 %) седиментується на дно (Войцехович, Лаптев, Канівець, 1996; Огородніков, 2002; Радиогеоecология..., 1997).

Радіоактивного забруднення зазнали і п'ять водосховищ, що розміщені нижче за течією р. Дніпро: Канівське, Кременчуцьке, Дніпродзержинське, Дніпровське і Каховське (табл. 1.3). Найінтенсивніше забруднення донних відкладів всього дніпровського каскаду завершилося в 1988 р. (Огородніков, 2002), коли істотно зменшився виніс радіонуклідів водами основних допливів басейну Дніпра. На тлі істотного зниження виносу радіонуклідів водотоками, більш чітко почав вимальовуватися процес перерозподілу радіоактивного забруднення по площі дна цих водосховищ.

Таблиця 1.3

Обсяги ^{137}Cs у донних відкладах дніпровських водосховищ (Войцехович, Лаптев, Канівець, 1996; Радиогеоecология..., 1997)

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. 1.3, 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 основним забруднювачем довкілля і, відповідно, відкритих водойм був радіоактивний йод. Його вміст у воді р. Прип'ять перевищувала 2000 Бк/дм³. Одночасно вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr складав, відповідно, 500–1000 Бк/дм³ і 5–30 Бк/дм³ (Гидроэкологические..., 1992). Пізніше активність радіонуклідів у водних екосистемах Дніпра зменшувалася.

Водотоки є головним шляхом транспортування радіонуклідів. Із збільшенням водності річки зростає і їх винесення. Усі екстремальні підвищення концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr були викликані сильними паводками і затопленням заплав на р. Прип'ять, особливо в межах зони відчуження (1988, 1991, 1993, 1994, 1997, 1999 рр.), що простежувалося аж до Чорного моря (Войцехович, Лаптев, Канівець, 1996; Огородніков, 2001; Радиогеоэкология..., 1997).

Незважаючи на значний ефект водоохоронного будівництва, радіоактивний стік з околиць ЧАЕС у р. Прип'ять будуть і далі одними з найзначиміших 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. Виключення складали 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 (Лось, Войцехович, Шепелевич, 2001).

5.4. 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 (Доповідь..., 2003). 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 до аварійного природного рівня накопичення радіонуклідів у навколишньому 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 *радіаційно-екологічні зони* (Закон..., 1991; Константинов, Журбенко, 2003):

- *зона відчуження* – це надзвичайно (катастрофічно) забруднена територія, з якої евакуювали населення в 1986 р.;
- *зона безумовного (обов'язкового) відселення* – це територія, що зазнала інтенсивної радіаційно-екологічної 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 радіаційно-екологічної 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 радіаційно-екологічного контролю* – це територія з 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.

Всі радіаційно-екологічні зони в Україні у свою чергу поділяють на радіаційно-небезпечні та радіаційно-забруднені землі (Закон..., 1991).

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 обороту. До них відносять території 30-кілометрової зони відчуження та зони безумовного відселення. *Радіоактивно-забруднені землі* потребують проведення оптимізаційних заходів, спрямованих на зменшення додаткового опромінення та забезпечення нормальної господарської діяльності. До них відносять зони добровільного відселення та підсиленого радіаційно-екологічного 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 (Закон..., 1991):

- 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 та устаткування, домашніх речей тощо;
- ведення сільськогосподарської, лісгосподарської, виробничої та іншої діяльності, а також будівництва;
- випас худоби, порушення середовища, перебування диких тварин, спортивне та промислове полювання і рибальство, перегін 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 радіаційно-екологічним контролем людей та транспортних засобів.

Радіаційний стан. Найбільші значення вмісту радіонуклідів у атмосферному повітрі зареєстровані поблизу промайданчику ЧАЕС, де сумарна активність досягала $3,3 \cdot 10^{-2}$ Бк/м³. Забруднення ¹³⁷Cs повітряного середовища всіх 54 пунктів радіаційно-екологічного контролю характеризуються швидким спадом його концентрацій у період 1986–88 рр. і повільним зниженням останніми роками.

Під постійним радіаційно-екологічним контролем у 40 спостережних створах та пунктах знаходяться понад 20 водотоків, у тому числі Дніпро, Прип'ять і Уж, 10 водойм. Концентрація ⁹⁰Sr у воді Прип'яті в основному була в межах 0,10–0,25 кБк/м³. Невисокі рівні весняного водопілля у 2002 р., при яких не відбувалось суттєвого затоплення заплави, сприяли тому, що максимальні значення концентрації 0,36 кБк/м³ фіксувались на спаді весняного водопілля, а також в період глибокої літньої межени. Винесення ⁹⁰Sr в Київське водосховище склав лише 1,77 ТБк. Щільність ¹³⁷Cs у поверхневих водах зони відчуження протягом 2002 р. змінювалась в звичайних для останніх років межах 0,05–0,10 кБк/м³, зрідка досягаючи значень 0,15 кБк/м³. Винос цього радіонукліду за рік склав 0,87 ТБк (Доповідь..., 2003).

Результати досліджень радіаційного стану еоценових та сеноман-нижньокрейдових водоносних горизонтів не дають підстав для твердження про існуюче їх забруднення радіонуклідами аварійного викиду ЧАЕС. Концентрація ^{137}Cs у воді водозаборів зони відчуження перебуває в межах 9–16 Бк/м³; ^{90}Sr – 3–13 Бк/м³, що знаходиться практично на рівні можливості визначення, при допустимому рівні вмісту радіонуклідів для питної води по вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs – 2000 Бк/м³ (Допустимі..., 1997).

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 останніх оцінюється у більш ніж 800 одиниць і всі вони на даний час недіючі.

Загалом, в зоні відчуження проведено дезактивацію території площею понад 30 тис. га, зібрано та захоронено на пунктах “Підлісний”, “III–я черга ЧАЕС” та “Буряківка” радіоактивні відходи об’ємом понад 700 тис. м³, дезактивовано матеріалів та обладнання біля 9 тис. т та інше. В останні роки на пункти тимчасової локалізації щороку надходить понад 25 тис. м³ радіоактивних відходів.

Контрольні запитання

1. Основні джерела природної радіоактивності в Україні.
2. Основні техногенні джерела іонізуючого випромінювання в Україні.
3. Географія радіоактивного забруднення навколишнього природного середовища в Україні.
4. Особливості радіоактивного забруднення території України ^{137}Cs і ^{90}Sr . Плямистість забруднення радіонуклідами.
5. Географія радіоактивного забруднення водних екосистем України. Забруднення радіонуклідами дніпровського каскаду.
6. Сучасний радіаційний стан і структура зони відчуження.

Розділ 6

НОРМУВАННЯ РАДІАЦІЙНОГО НАВАНТАЖЕННЯ

6.1. Радіаційно-екологічна безпека і прийнятний ризик

Радіаційно-екологічна безпека. Забезпечення захисту навколишнього природного середовища від впливу радіації під час проведення запобіжних або реабілітаційних радіаційно-екологічних заходів, а також операцій із захоронення радіоактивних відходів ґрунтується на спеціальних критеріях і нормативах, які повинні задовольняти рівною мірою *радіаційну безпеку* людини і довкілля.

Головними критеріями оцінки стану навколишнього природного середовища в Україні є гранично допустимі концентрації (ГДК) забруднюючих речовин, а критеріями оцінки інтенсивності антропогенного впливу – значення гранично допустимих скидів, викидів тощо. Відповідно до цих критеріїв основний документ, який забезпечує радіаційних захист *“Норми радіаційної безпеки” (НРБУ–97)* встановлює допустимий рівень впливу радіації на людину, що дорівнює 1 мЗв/рік (Норми..., 1997). Іншим документом, що регламентує радіаційно-екологічну безпеку в Україні є “Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України”.

На відміну від нормування, розробленого для різних видів антропогенного впливу (хімічного, санітарно-гігієнічного), де існують часткові екологічні нормативи для окремих складових навколишнього природного середовища, для радіаційного впливу до цього часу застосовували принцип, у відповідності з яким вважають, що коли забезпечена радіаційна безпека людини, то захищене й довкілля (Криволюцький, Успенская, Панфилов, 2001). Однак результати радіаційно-екологічних досліджень наслідків Чорнобильської катастрофи демонструють, що цей принцип не завжди відповідає дійсності (Пишенина, 1996).

Світовий досвід підтвердив відсутність науково обґрунтованого підходу до нормування радіаційного впливу на навколишнє природне середовище. При цьому у багатьох країнах світу розпочали застосовувати або розробляють стандарти, направлені на захист окремих складових екосистем від іонізуючого випромінювання. Розглядається можливість введення нормативу у 10 мГр/день для забезпечення радіаційного захисту рослин та у 1 мГр/день – для тварин (Криволуцкий, Успенская, Панфилов, 2001).

Розробка підходів щодо визначення допустимих рівнів впливу радіації на навколишнє природне середовище має ґрунтуватися на принципі запобігання небажаного ризику. Тому аналіз прийнятного ризику впливу іонізуючого випромінювання на екосистеми стає одним з головних положень радіаційно-екологічної безпеки. Відомі різні підходи до оцінки ризику впливу радіації на довкілля. Більшість фахівців з радіаційної екології дійшли висновку, що забезпечення радіаційно-екологічної безпеки має здійснюватися на популяційному рівні (Криворуцкий, Тихомиров, Федоров, 1987).

Прийнятний ризик. Розглянемо класифікацію потенційних екологічних ефектів впливу іонізуючого випромінювання на навколишнє природне середовище (табл. 1.4).

Як видно з табл. 1.4, відсутність ризику впливу радіації на довкілля досягається лише за двох умов: відсутності радіоактивного забруднення і дії малих доз радіації. Саме за таких умов йде мова про *прийнятний ризик*. Без відповіді ще й на сьогодні залишається запитання щодо визначення допустимого рівня безпечно малої дози опромінення.

Під час виявлення межі прийнятного ризику виникає певний нонсенс. Якщо оцінка потенційних впливів радіації на навколишнє природне середовище є правильною, то виходить, що малі дози опромінення не є серйозною небезпекою для населення. Наприклад, ризик померти від куріння у 100 разів вищий, ніж від раку унаслідок опромінення малими дозами радіації (Радиация..., 1990). Однак у випадку з впливом радіації на людину все набагато складніше.

Таблиця 1.4

Потенційні впливи радіації на навколишнє природне середовище і потенційні ризики, пов'язані з рекомендованим видом господарювання (Криволуцкий, Успенская, Панфилов, 2001)

Потенційні впливи	Потенційний ризик
Відсутність дози	Відсутність взаємодії між рекомендованим господарюванням і довкіллям або ця взаємодія не спричинює жодного негативного екологічного ефекту
Мала доза	Вплив на окремі складові екосистеми або конкретні біогеоценози на обмеженій території упродовж короткого часу, коли порушується цілісність цієї екосистеми
Помірна доза	Вплив на ряд складових екосистеми, що може призвести до їхньої трансформації, але не змінює цілісності екосистеми. Даний екологічний ефект може бути локалізований
Значна доза	Вплив на всі складові екосистеми, коли відмовляють механізми природного самовідновлення і ця екосистема припиняє своє існування

Так опромінення населення України в результаті радіоактивного забруднення навколишнього природного середовища атомними електростанціями важко оцінити однозначно (Мисковець, 2002). По-перше, всі переваги, які дає отримана електрична енергія для держави отримується все суспільство, а на людей, що живуть поряд з АЕС, припадає більшість ризику. По-друге, є принципова різниця між ризиком добровільним і ризиком примусовим. Так куріння належить до добровільного ризику і саме тому люди-курці такий ризик вважають прийнятним. По-третє, найзагрозливішим є те, що людство вважає аморальним залишати радіоактивні відходи, які будуть небезпечними у майбутньому, наступним поколінням. Крім цього спрацьовує й психологічний аспект погрози перед радіаційною небезпекою.

Психологічне ставлення людини до небезпеки визначається тим чинником, наскільки вона їй відома. З одного боку, існує небезпека, про яку людина нічого не знає, і вона не притягає до себе уваги. Цим пояснюється, зокрема, те, що у більшості країн світу не обговорюються питання, які стосуються опромінення населення радоном у межах закритих приміщень. З іншого боку, загальновідомі чинники не викликають страху у людини. Такі відомі джерела ризику як алкоголізм, наркоманія і куріння практично нікого не лякають. Водночас напівсекретність навколо сучасної атомної енергетики спричиняє певну тривогу у населення.

Відомо, що без повітря людини може прожити хвилини, без води – дні, а без їжі – тижні і навіть місяці. При цьому кожному зрозуміло, що коли в повітря потраплять небезпечні радіоактивні речовини, то внаслідок великих об'ємів і динамічності атмосфери самоочищення відбувається доволі швидко. Проте, якщо радіонукліди опиняться у колодязі з питною водою, то ця вода довго може бути небезпечною для здоров'я людини. Тому забруднення води у суспільстві викликає почуття серйозної тривоги. На інтуїтивному рівні людина з меншою тривогою реагує на радіоактивне забруднення продуктів харчування, ніж на забруднення води. Це необхідно враховувати при плануванні водоохоронних заходів.

Значну роль у подоланні таких “атомних” тривог повинно відіграти всебічне, достовірне та об'єктивне ознайомлення з сучасними підходами щодо нормування радіаційного навантаження в Україні та умовами його поетапного удосконалення.

6.2. Вимоги норм радіаційної безпеки в Україні

Основні положення. З 1 січня 1998 р. наказом Міністра охорони здоров'я України введені в дію Норми радіаційної безпеки України (НРБУ–97) (Норми..., 1998). 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 радіаційно-екологічної 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. Метою НРБУ–97 є визначення головних вимог щодо (Норми..., 1998):

- охорони навколишнього природного середовища від впливу радіації;
- охорони здоров'я людини від можливої шкоди, спричиненої опроміненням від джерел іонізуючого випромінювання;
- безпечної експлуатації джерел іонізуючого випромінювання.

Порівняно з попередніми Нормами радіаційної безпеки зразку 1976 та 1987 років у цей документ введені такі сучасні концептуальні положення (Лось, Войцехович, Шепелевич, 2001):

- удосконалена концепція розрахунку ефективної дози;
- обґрунтовані ліміти ефективних і еквівалентних доз опромінення;

- введені нові категорії випромінюваних осіб: пацієнти і добровольці;
- розроблена логічна система мотивування рівнів опромінення людини з використанням моделі “вік–залежний параметр”;
- розрізнена принципово різні підходи забезпечення протирадіаційного захисту в ситуації запланованої практичної діяльності і в ситуації непередбаченого втручання.

Вперше в НРБУ–97 розділені методичні основи протирадіаційного захисту для двох, принципово відмінних ситуацій діяльності людини, які пов’язані з джерелами іонізуючого випромінювання: практична діяльність і втручання (рис. 1.22).

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. Відтак практична діяльність передбачає різноманітну експлуатацію джерел випромінювання і є необхідним елементом конкретної ядерно-радіаційної технології.

Під *втручанням* слід 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.

Радіаційна безпека та протирадіаційний захист ґрунтується на основі використання таких принципів:

- будь-яка практична діяльність, що супроводжується опроміненням людей, має право здійснюватися, якщо вона приносить більше користі опроміненню особам або суспільству в цілому, порівняно зі завдаваною шкодою (*принцип виправданості*);



Рис. 1.22. Структура людської діяльності, що пов’язана з опроміненням людини (Лось, Войцехович, Шепелевич, 2001)

- рівні опромінення від усіх видів господарювання не повинні перевищувати встановлений ліміт дози (*принцип неперевищення*);
- індивідуальні дози або кількість опромінюваних осіб по відношенню до певного джерела іонізуючого випромінювання мають бути настільки низькими, наскільки це можливе із врахуванням економічних і соціальних чинників (*принцип оптимізації*).

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.

Водночас вони не поширюються на опромінення від природного радіаційного фону та опромінення в умовах повного звільнення виду практичної діяльності, що володіє джерелами 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.

Вимоги щодо забезпечення радіаційної безпеки сформульовані для зовнішнього, інгаляційного та внутрішнього опромінення людини. Сумарну дозу від цих видів опромінення використовують для оцінки радіаційної обстановки й очікуваних медичних наслідків, а також для обґрунтування захисних заходів та оцінки їхньої ефективності.

Категорії осіб і ліміти доз. Нормами радіаційної безпеки України встановлені такі категорії осіб, що зазнають опромінювання:

- *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 з джерелами іонізуючого випромінювання, проте у зв'язку з розташуванням робочих місць у приміщеннях або на промислових майданчиках об'єктів з радіаційно-ядерними технологіями можуть отримати додаткове опромінення;
- *категорія В (населення)* – решта населення країни.

Крім цього, є ще такі підкатегорії населення: медичний персонал і добровольці (ліквідатори).

У сучасному нормуванні радіаційної безпеки в Україні розглянуті питання, що стосуються особливостей опромінення різних категорій осіб:

- рівні опромінення спеціального персоналу (категорія А), умов його підвищення у разі радіаційної аварії;
- рівні опромінення додаткового персоналу (категорія Б);
- рівні опромінення населення (категорія В);
- радіаційно-гігієнічні рівні медичного опромінення різних груп хворих;
- радіаційно-гігієнічні рівні опромінення осіб, що причетні до ліквідації радіаційної аварії, зокрема для персоналу і населення, яке проживає в зоні відчуження.

Саме для наведених категорій осіб розраховані ліміти припустимих доз та ступені радіоактивного опромінення населення. 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 (Норми..., 1997).

Визначено три групи органів тіла людини, опромінення яких викликає різні наслідки (Константінов, Журбенко, 2003): 1) все тіло, червоний кістковий мозок, гонади; 2) м'язи, щитовидна залоза, жирова тканина, внутрішні органи; 3) кісткова тканина, шкіряний покрив, кисті, передпліччя, щиколотки і стопи.

Додатково окрім вимог із визначення ефективної дози опромінення всього організму людини встановлені ліміти річної еквівалентної дози на окремі її органи і тканини, наприклад для кришталика ока, шкіри, а також костей і стіп (табл. 1.5).

Таблиця 1.5

Ліміти дози сумарного внутрішнього і зовнішнього опромінення організмів і тканин людини, у мЗв/рік (Норми..., 1998; Радіаційна..., 2003)

Ліміт дози	Категорія опромінюваних осіб		
	А	Б	В
Річна ефективна доза	20	2	1
Річна еквівалентна доза отримана:			
➤ кришталиком ока	150	15	15
➤ шкірою	500	50	50
➤ кістками та стопами	500	50	–

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 в умовах радіаційної аварії.

Отже, для персоналу ефективна доза за період трудової діяльності (50 років) складає 1 Зв, а ефективна доза впродовж життя для решти населення становить 70 мЗв. Цей рівень на сьогодні відповідає концепції безпечного проживання людини.

У НРБУ–97 прийняті жорсткіші вимоги щодо скидання радіоактивно забруднених стоків у водотоки та викидів радіонуклідів в атмосферне повітря порівняно з міжнародними стандартами. Але це тільки для контрольованих радіаційних ситуацій, коли відомі умови відповідної реакції довкілля.

Описані принципи і підходи треба застосовувати в ситуаціях, коли доводиться приймати рішення про водо-

охоронну діяльність, або в заходах, які спрямовані на зниження опромінення людей в зонах водокористування з радіоактивно забруднених водних об'єктів.

На сьогодні (без урахування Чорнобильської катастрофи) головними джерелами радіоактивного забруднення джерел питного водопостачання є радіонукліди природного походження. Природні радіонукліди (^{222}Ra , ^{232}Th , ^{234}U та ін.) виявляються у воді свердловин і колодязів у результаті вимивання їх з геологічних відкладів. В табл. 1.6 наведено можливий вміст їх у питній воді та гігієнічні регламенти за НРБУ–97.

Таблиця 1.6

Вміст природних радіонуклідів у воді та рівні їхньої дії, згідно Норм радіаційної безпеки (Лось, Войцехович, Шепелевич, 2001; Норми..., 1998)

Радіонуклід	Типовий вміст, Бк/дм ³		Рівні дії згідно НРБУ–97, Бк/дм ³
	у світі	в Україні	
Уран-234+238	0,02–3,0 (400)*	0,001–0,3 (21)	1,0
Радій-226	0,01–0,2 (50)	0,01–1,5 (5,2)	1,0
Радон-222	20–20 000 (78 000)	15–60 (3 000)	100,0
Радій-228	0,01–0,09	0,01	1,0

* В дужках зафіксовані максимальні значення

У поверхневих джерелах питного водопостачання в Україні (річках, озерах, водосховищах) вміст перелічених радіонуклідів має бути дуже низький і складати частки відсотка від наведених гігієнічних регламентів.

Міжнародна шкала ядерних подій. В НРБУ–97 цілий розділ присвячений загальному опису Міжнародної шкали ядерних подій, який дає змогу оперативно та узгоджено оповіщати загаль про значущість з погляду безпеки подій на об'єктах з радіаційно-ядерними технологіями. Вона розроблена Міжнародною агенцією з атомної енергії (МАГАТЕ) та Агенцією з ядерної енергетики (АЯЕ), враховуючи досвід Чорнобильської катастрофи та інших ядерних подій.

Всі ядерні події класифікуються за семирівневою шкалою (додаток Д, Е). Нижні рівні (1–3) названо *радіацій-*

ними інцидентами, а верхні (4–7) – *радіаційними аваріями*. Випадки на ядерних об'єктах, які не мають значущості з точки зору безпеки класифікуються як такі, що відносяться до рівня "0" і називаються *радіаційними відхиленнями*. Події, які не стосуються питань радіаційної безпеки, визначаються як такі, що виходять за межі шкали. У додатку ... наведено критерії виділення, а також приклади класифікації ядерних подій, що відбулися у минулому на об'єктах з радіаційно-ядерними технологіями.

Аварійні радіаційні ситуації – це непередбачені ядерні події, тому межі припустимого опромінення не можуть бути заплановані до самої аварії, притому для різних за масштабами аварій існують різні регламенти радіаційної безпеки. Тобто поки не буде зафіксовано опромінення екосистем вище припустимої межі, говорити про радіаційну аварію недоречно.

Загалом, підсумовуючи дієвість сучасних норм радіаційної безпеки в Україні відзначимо, що, незважаючи на багаторазове їх доповнення із використанням багатого світового досвіду, на сьогодні залишається ряд невирішених питань, що потребують якнайшвидшого розв'язання.

6.3. Удосконалення нормування техногенної радіації

Проблема удосконалення НРБУ–97. Процес доповнення норм радіаційної безпеки в Україні є досить важливим, оскільки радіоактивне забруднення екосистем є найбільшим серед антропогенних впливів у державі. Воно стосується життя і здоров'я десятків мільйонів людей. На сьогодні безпечною для населення вважається додаткова до природного фону доза опромінення в 1 мЗв/рік, а для працівників атомної індустрії – 20 мЗв/рік (Норми..., 1998).

У разі існування ще п'ятдесят років тому сучасних світових норм радіаційної безпеки більшість з імовірно заниженої кількості жертв атомного століття, а це понад 1 млрд осіб (Яблоков, 2002), не постраждало. Однак і сучасна система нормування техногенного радіоактивного забруднення довкілля, хоч і постійно поліпшується, та все

ж залишається недосконалою. Це виражається у невідповідності розроблених критеріїв визначення доз та їхніх потужностей, а також у недостатньому врахуванні існуючих параметрів впливу техногенних радіонуклідів на екосистеми та екологічного ефекту різноманітних взаємодій радіації з іншими промисловими поллютантами.

Недосконалість уявлень про безпечний рівень опромінення, показує швидке його зниження стосовно максимальної еквівалентної дози для спеціального персоналу, який працює з радіоактивними речовинами (Краткая..., 2001): 1925 р. – 1560 мЗв/рік; 1934 р. – 300 мЗв/рік; 1954 р. – 150 мЗв/рік; 1958 р. – 50 мЗв/рік; 1990 р. – 20 мЗв/рік. Таким чином, від початку впровадження нормування радіаційного навантаження, доза зменшилася у 78 разів. У цей час упродовж XX ст. безпечний рівень опромінення населення зменшився аж у тисячі разів.

Концептуальні основи НРБУ–97 відповідають міжнародним стандартам. Але є й суттєві як позитивні, так і негативні відмінності. Серед позитивних рис необхідно відмітити врахування у розрахунку меж зони відчуження не лише величини дози опромінення, але й психологічних аспектів проблеми радіоактивного забруднення (Лось, Войцехович, Шепелевич, 2001). Поряд з цим на сьогодні існує ряд значних недоопрацювань щодо нормування техногенної радіації.

Опрацювання урядових документів щодо нормування радіаційного навантаження, розроблених в Україні та у Росії (Норми..., 1997; Нормы..., 1999), поряд із врахуванням порад провідних фахівців з радіаційної екології (Гродзинський, 2001; Яблоков, 2000, 2001, 2002), допомогло виявити низку критичних зауважень до існуючих норм радіаційного захисту.

Зауваження до НРБУ–97. Сучасні норми радіаційної безпеки, рекомендовані МАГАТЕ у 1990 р. і прийняті у більшості країн світу, в тому числі й Україною, побудовані на неповноцінній моделі ризику, згідно з аналізом даних Хіросіми і Нагасакі, які на два порядки занижують рівень небезпеки радіаційного ураження малими дозами. Важливо врахувати, що у діапазоні малих доз відсутня лінійна залеж-

ність між дозою та екологічним ефектом, тому наслідки впливу незначних доз можуть бути набагато важчими, ніж більш високих.

Між фотонним (гамма-, рентгенівським) та корпускулярним (альфа-, бета-, нейтронним) іонізуючими випромінюваннями існує значна відмінність, яка не відображається за допомогою простих коефіцієнтів визначення еквівалентної дози опромінення. Це пов'язано із зовсім різною дією гамма- і альфа-випромінювання: перше впливає на білки, а друге – на вуглеводи живих організмів.

В НРБУ–97 немає принципової різниці між внутрішнім та зовнішнім опроміненням, хоч насправді ці відмінності є значними. Існує також певна специфічність радіотоксичної дії кожного радіонукліда зокрема. Необхідно звернути увагу на те, що після опромінення малими дозами чутливість живого організму до наступних його порцій збільшується. Нормами радіаційного безпеки недостатньо враховується процес розпаду радіонуклідів. Існує також значна різниця між гострим, фракціонованим та протяжним опроміненням, які погано висвітлені у цьому документі.

Найважливішу роль в удосконаленні системи нормування та радіаційного захисту довкілля повинно відіграти врахування *зміни радіочутливості*. Проблема полягає в тому, що всі розрахунки радіаційних норм розроблені для умовно “стандартної людини” – чоловіка білої раси віком у 20 років із добрим станом здоров'я. Зрозуміло, що такої “стандартної людини”, як і “ідеального газу” у фізиці, в природі не існує. Загалом мінливість радіочутливості поділяють на *групову* та *індивідуальну*.

Виходячи з теоретичних положень загальної екології, виділені такі види групових змін радіочутливості: расова, етнічна, популяційна, статева, вікова і фізіологічна. Наприклад, три найбільші раси світу (кавказоїдна, негроїдна і монголоїдна) сильно відрізняються за радіочутливістю. Відомі приклади й статевих відмінностей у радіочутливості між чоловіками і жінками.

Навіть в середині будь-якої групи, однорідної етнічно, за віком, статтю та фізіологією, в певний момент часу

завжди існують варіації між двома людьми за радіочутливістю, що зумовлює їхні індивідуальні зміни радіочутливості. Можна сміливо стверджувати, що єдині для всіх людей норми радіаційної безпеки є непридатними через підвищення ризику ураження значної частини населення. Придатним для використання слід вважати нормування, яке враховуватиме необхідність захисту не “для середньої людини”, а для найбільш чутливих груп населення: вагітних жінок, дітей, пенсіонерів, хворих тощо.

Результати багаторічних радіаційно-екологічних досліджень підтверджують, що навіть незначна додаткова до природного опромінення доза може мати негативний вплив на довкілля. Зауважимо, що у сучасному радіаційному нормуванні прийнята безпорогова концепція, яка не приймає до уваги нелінійний вплив малих доз. Відомо, що нижнього порогу дії радіації не існує, але суспільством прийняті певні межі безпеки. В одних екосистемах для одних груп населення цей поріг один, в інших екосистемах і для інших груп – другий, зовсім інакший.

Для населення України межа небезпечної дози з 1952 р. змінилася від 15 мЗв/рік до 1 мЗв/рік. Сьогодні більшість фахівців з радіаційної екології наголошують на подальшому зменшенні цієї дози до 0,25 мЗв/рік. Однак матеріали ряду радіаційно-екологічних досліджень (Яблоков, 2002) показують, що діапазон безпечних рівнів перебуває в межах від 0,02 до 0,002 мЗв/рік.

Контрольні запитання

1. Засади радіоекологічної безпеки і прийнятного ризику.
2. Основні положення сучасних вимог щодо нормування радіаційної безпеки в Україні. Категорії осіб і ліміти доз. Міжнародна шкала ядерних подій.
3. Зауваження і заходи щодо удосконалення нормування техногенної радіації.



Розділ 7

РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

7.1. Основні положення радіаційно-екологічного моніторингу

Проблеми організації радіаційно-екологічного моніторингу. У складній радіаційній ситуації, що виникла після вибуху у 1986 р. четвертого енергоблоку Чорнобильської АЕС, виникла необхідність в інформації щодо просторово-територіального розподілу радіоактивного забруднення. Відразу після Чорнобильської катастрофи урядом України прийнята програма оцінки вмісту радіонуклідів у ґрунтах територій, прилягаючих до ЧАЕС; комплексного аналізу радіологічної інформації щодо стану водних екосистем басейну р. Дніпро; забруднення атмосферного повітря; контролю стану ядерного реактора та ін. До виконання цієї програми були залучені науково-дослідні організації й установи, що володіють досвідом та відповідним обладнанням для радіаційно-екологічного контролю. Однак на першому етапі радіаційно-екологічні дослідження проводили, керуючись різними теоретичних і методичних підходів, що спричиняло до одержання практично несумісних кінцевих результатів і даних.

Критично оцінюючи помилки, яких припустилися підрозділи Національної академії наук, Державного комітету гідрометеорології, інших державних і наукових відомств України, була розроблена уніфікована методика відбору радіаційних промірів, визначення активності радіонуклідів, аналізу отриманих даних. На її основі створена дієва мережа радіаційно-екологічного моніторингу 60-кілометрової зони навколо ЧАЕС, контролю радіаційного стану поверхневих і підземних водних екосистем, підготовлене програмне геоінформаційне забезпечення, необхідне для прогнозу повед-

ження радіонуклідів у системі водойм дніпровського каскаду, моніторингу біоценозів, сільськогосподарської продукції, медико-демографічного стану населення.

Разом з тим головним недоліком всіх попередніх моніторингових робіт була їхня роз'єднаність, відсутність взаємодії радіометричних спостережень та їхньої чіткої просторової прив'язки, що не давало можливості зводити й робити повторний контроль здобутих даних. Залишалося невиконаним головне завдання радіаційно-екологічних досліджень, а саме – комплексність оцінки стану екосистеми, зокрема й характер впливу радіації на екосистеми і людину, та можливість адекватного інтегрування вихідних даних. Унаслідок багатьох політичних й економічних причин плановане на початку робіт з ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи створення єдиного інтегрованого банку радіаційно-екологічних даних в Україні, в Білорусії і Росії не виконане й сьогодні.

Радіаційно-екологічний моніторинг в Україні.

Радіаційно-екологічний моніторинг здійснюється з метою комплексної оцінки впливу нової техногенної радіаційно-геохімічної провінції, що виникла в результаті Чорнобильської катастрофи, на екологічну ситуацію в зоні сильного радіоактивного забруднення й в Україні в цілому.

У структурі державної системи радіометричного контролю виділяються три функціональних типи радіаційно-екологічного моніторингу: *базовий* (стандартний), *кризовий* (оперативний) і *науковий* (Чорнобильська..., 1996). Базовий моніторинг проводиться систематично з оптимально вибраною кількістю радіаційно-екологічних параметрів на основі спеціально створеної мережі. Кризовий моніторинг передбачає оперативний контроль за рівнем дотримання гранично допустимих рівнів (концентрацій, скидів) з метою швидкого реагування та локалізації наслідків радіаційних аварій і катастроф. Науковий моніторинг призначений для науково-методичного забезпечення всіх рівнів державної системи радіаційно-екологічного контролю в Україні, створений з метою детального аналізу окремих показників навколишнього природного середовища, для прогнозування довго-

строкових наслідків порушення екологічної рівноваги, виявлення тенденцій зміни і синергізма антропогенного впливу на довкілля тощо.

Залежно від розмірів досліджуваних територій, а також характеру об'єктів антропогенної діяльності і розв'язуваних завдань моніторингові роботи виконуються на різних масштабних рівнях. Щодо України можуть використовуватися такі рівні вивчення радіаційно-екологічного стану природних і техногенних систем: *національний* (масштаб 1 : 1 000 000 – 1 : 500 000), коли оцінюється радіаційна ситуація в цілому по країні; *регіональний* (масштаб 1 : 200 000 – 1 : 100 000), що охоплює великі природні територіальні одиниці (регіони) чи їхні частини в певних природних або адміністративних межах; *локальний* (масштаб 1 : 50 000 – 1 : 25 000), застосовується під час дослідження урбоекосистем та надто забруднених промислових районів; *детальний* (масштаб 1 : 10 000 – 1 : 2 000 і крупніше), спрямований на вивчення елементів урбоекосистеми та інших природно-техногенних систем нижчих порядків.

Головними завданнями радіаційно-екологічного моніторингу вважаються:

- 1) спостереження і контроль за станом забрудненої радіонуклідами зони відчуження, окремих, особливо небезпечних компонентів довкілля і розробка заходів щодо зниження їхньої небезпеки;
- 2) вивчення стану об'єктів навколишнього природного середовища, згідно з параметрами, що характеризують радіаційну ситуацію у забрудненій зоні і за її межами;
- 3) виявлення тенденцій зміни рівнів забруднення довкілля у зв'язку з функціонуванням екологічно небезпечних радіаційно-ядерних об'єктів і під час реалізації реабілітаційних заходів на забруднених територіях;
- 4) аналіз тенденцій зміни показників здоров'я населення, що проживає на забруднених радіонуклідами територіях;
- 5) геоінформаційне забезпечення прогнозу радіаційної ситуації у зоні відчуження й в Україні в цілому.

Радіаційно-екологічний моніторинг в Україні здійснюється згідно з його науково-обґрунтованих розділів, які формують основні напрями досліджень: моніторингу ландшафтно-геологічного середовища з метою одержання базової інформації щодо оцінки і прогнозу загальної радіаційної ситуації на забруднених радіонуклідами територіях та їхнього впливу на екологічну обстановку; моніторингу стану ґрунтового покриву, рослинного і тваринного світу; моніторингу поверхневих, ґрунтових і підземних водних екосистем; моніторингу природоохоронних територій; моніторингу локальних джерел існуючого і потенційного радіоактивного забруднення; медичного і санітарно-гігієнічного моніторингу.

7.2. Напрями радіаційно-екологічного моніторингу

Радіаційно-екологічний моніторинг ґрунтується на інформації, здобутої за допомогою методів дозиметричного контролю, які використовують з метою вивчення радіаційної обстановки на об'єктах природно-техногенного середовища.

Радіаційно-геохімічний моніторинг вважається головним методом здобуття системно організованої інформації щодо просторового розподілу хімічних і радіоактивних елементів, закономірностей їхньої міграції в межах екосистем. З метою його здійснення необхідне створення постійної мережі пунктів контролю, що дає змогу з достатньою повнотою охопити просторово-територіальну різноманітність радіаційно-геохімічного забруднення й охарактеризувати її із припустимою долею імовірності.

Значна неоднорідність поширення радіоактивного забруднення, його площинна мінливість ("плямистість"), застосування різних мереж і схем проведення контролю різними науково-дослідними організаціями, які виконували роботи в зоні інтенсивного забруднення радіонуклідами в Україні зумовили суттєві відмінності у кінцевих результатах, що були практично непорівнювальні. Як вихід з такого становища, враховуючи характер міграції радіоактивної речовини у 60-кілометровій зоні навколо ЧАЕС створена

радіально-концентрична мережа з 540 реперних пунктів спостережень. Така "ідеальна" мережа радіаційно-геохімічного моніторингу в подальшому скоректована з урахуванням структури природних ландшафтних систем у межах зони відчуження.

Інститутом географії НАН України (Давидчук, Сорокіна, Калиненко та ін., 1999) розроблене методичне обґрунтування екстраполяції одержаних даних на поліські ландшафтні системи суміжних із зоною відселення територій. Крім того, виконане ландшафтно-геохімічне районування дозволило оцінити роль геохімічних ландшафтів у формуванні міграційного потоку радіонуклідів за рахунок площинного змиву й інфільтрації (рис. 1.23).

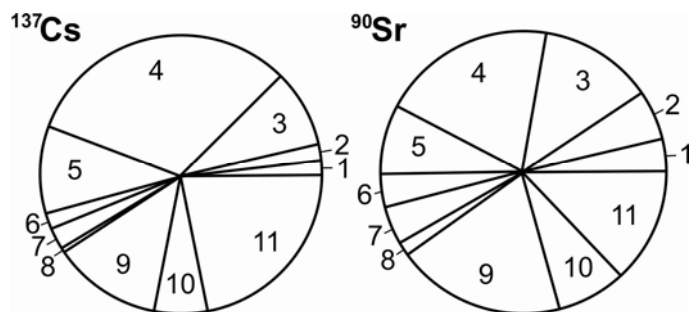


Рис. 1.23. Схильність поліських ландшафтів до площинного змиву ^{137}Cs і ^{90}Sr (у % запасу радіоактивності) (Чорнобильська..., 1996):

Ландшафтні системи: 1 – з інтенсивним змивом та поверхневим стоком; 2 – зі змивом середньої активності; 3 – із слабким змивом; 4 – з дуже слабким змивом; 5 – з відсутністю змиву; 6 – зони транзити; 7 – зони акумуляції; 8 – низької заплави; 9 – високої заплави; 10 – дуже високої заплави; 11 – заболоченої частини заплав.

Моніторинг водних екосистем. Необхідність організації моніторингу водних екосистем в Україні викликана тим, що у результаті катастрофи на ЧАЕС більша частина радіоактивних опадів випала на водозбори Дніпра, Прип'яті і Десни, які є основними допливами водойм дніпровського каскаду.

Відповідно до програми радіаційно-екологічних досліджень водних екосистем басейну Дніпра науково-дослідні установи здійснювали моніторинг на всьому каскаді дніпровських водоймищ (рис. 1.24), у Чорному морі, на всіх головних річках України: Десні, Прип'яті, Тетереві, Південному Бузі, Дністрі, Уж та інших, у місцях міських водозаборів (Радиогеоэкология..., 1997, 1998).

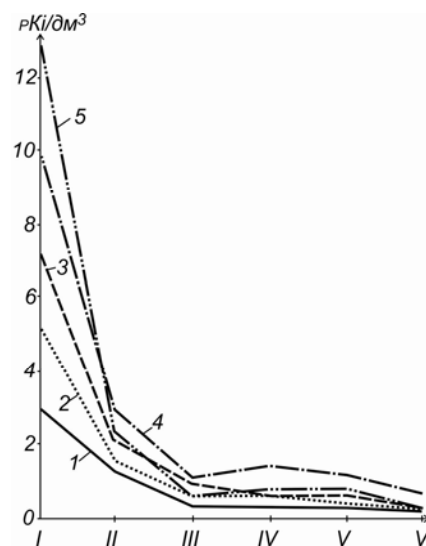


Рис. 1.24. Динаміка вмісту ^{137}Cs за довжиною дніпровського каскаду водосховищ (Чорнобильська..., 1997):

I – Київське, II – Канівське, III – Кременчуцьке, IV – Дніпро-дзержинське, V – Запорізьке, VI – Каховське. 1–5 – розподіл активності ^{137}Cs водного розчину (1), завислих частинок (2), водних ценозів (3), мулів (4) і донних відкладів (5).

У результаті досліджень зібрані дані щодо радіоактивного забруднення водозборів, донних мулів, поверхневих та ґрунтових вод, особливості та інтенсивності можливих повеней і паводків. Паралельно проведені експериментальні роботи з метою вивчення процесу горизонтальної і вертикальної міграції радіонуклідів, щільності твердого стоку тощо, підготовлений прогноз радіоактивного забруднення вод басейну Дніпра у період весняних повеней 1987–1990 рр.

На основі створеної мережі моніторингу водних екосистем були здобуті дані, які дали можливість оцінити динаміку зміни радіоактивності ^{137}Cs і ^{90}Sr у каскаді дніпровських водоймищ за весь період після аварії на ЧАЕС, ступінь і площу радіоактивного забруднення вод і донних

відкладів водних об'єктів, розподілу активності ^{137}Cs між водним розчином та суспензією, розподілу активності ^{90}Sr у воді водойм 30-кілометрової зони ЧАЕС, середню щільність забруднення дна водостоків і загального змісту ^{137}Cs у донних відкладах каскаду дніпровських водоймищ.

На основі здобутих даних радіаційно-екологічного моніторингу водних екосистем показано, що формування радіаційної обстановки в центральній частині України значною мірою зумовлюється процесами виносу радіоактивних речовин з водозбірних площ у водну мережу Дніпра і каскад його водоймищ.

Гідрогеологічний моніторинг. До Чорнобильської катастрофи довкола АЕС не існувало спеціальної мережі радіаційного гідрогеологічного моніторингу. Тому у 1986 р. для спостережень за станом радіоактивного забруднення підземних вод на ЧАЕС використовували малопридатні для цієї мети сільські колодязі і діючі водозабірні свердловини.

Упродовж 1987–1988 рр. у зв'язку з організацією пунктів поховання або тимчасової локалізації радіоактивних відходів у межах зони відчуження пробурено низку свердловин для радіаційно-екологічного контролю, які приурочені до найнебезпечніших радіаційно-ядерних об'єктів “Укриття” (саркофаг над четвертим блоком ЧАЕС) та “Вектор” (сховище радіоактивних відходів).

Незважаючи на значну кількість таких моніторингових пунктів, їхня цінність для радіаційного гідрогеологічного контролю не дуже висока. Свердловини здебільшого пробурені компактними групами і відзначаються приуроченістю до населених пунктів та небезпечних техногенних ядерних об'єктів, що не дає змоги охарактеризувати стан підземних вод для всієї радіоактивно забрудненої території.

Конструктивні особливості більшості моніторингових свердловин (металеві труби, фільтри великого розміру, усереднений водовідбір, відсутність тампонажу затрубного простору) призводять до значних похибок під час оцінки радіоактивного стану підземних вод. Це зумовило можливість використання для моніторингу підземних вод обмеженої кількості свердловин.

Мережу спостереження радіаційного гідрогеологічного моніторингу через її технічну складність і високу вартість створювали протягом багатьох років з урахуванням досвіду, який накопичувався, та результатів радіаційно-екологічних досліджень. Крім того, сучасна моніторингова мережа містить у собі раніш законсервовані пункти радіаційно-екологічного контролю. Їхнє залучення у режимні спостереження зумовлюється подальшим розширенням програми радіаційно-екологічного моніторингу.

Радіаційно-ядерний моніторинг призначений для контролю за техніко-експлуатаційним станом об'єктів “Укриття” і “Вектор” та інших споруд, що захищають природне середовище від джерел радіоактивності, розміщених у реакторних блоках діючих атомних станцій. Ці споруди обладнані системами діагностики за ступенем ядерної безпеки. З позицій радіаційно-екологічного моніторингу такий контроль має важливе значення для оцінки імовірності виходу радіонуклідів з реакторного палива у довкілля.

Сучасна мережа радіаційно-ядерного моніторингу охоплює усі найнебезпечніші у радіаційному відношенні об'єкти України. Головним її завданням є контроль за технічним станом ядерно- і радіаційнонебезпечних об'єктів й реалізація заходів щодо зниження ризику, а також оцінка та прогноз радіаційної ситуації в екосистемах довкола цих об'єктів.

7.3. Радіаційно-екологічне картографування і прогнозування

З радіаційно-екологічним моніторингом тісно пов'язане радіаційно-екологічне картографування і прогнозування, при тому картографування різних радіаційно-екологічних показників варто розглядати як основу для проведення моніторингу, а прогнозування – як найважливіший його наслідок.

Огляд картографічного матеріалу. З політичних та економічних причин картографічні роботи в Україні проводили в обмежених обсягах і з недостатньою повнотою. Їхній головний недолік полягав у тому, що радіаційно-екологічне картографування і прогнозування проводили як радіаційне

або радіогеохімічне. Головно оцінювали лише щільність забруднення екосистем основними техногенними радіонуклідами (^{137}Cs , ^{90}Sr), а більшість важливих показників, які характеризують вплив Чорнобильської катастрофи на екосистеми радіаційно-забруднених регіонів, особливо таких, як динаміку захворюваності, народжуваності і смертності населення, тривалість життя не відображали на картах.

Найдетальніші картографічні і прогнозні роботи проводили в межах 30-кілометрової зони відчуження (Чорнобильська..., 1996). До 1992 р. була підготовлена серія карт масштабу 1 : 100 000 щільності забруднення ґрунтового покриву зони відчуження ^{137}Cs , ^{90}Sr , радіоізотопами плутонію та іншими радіонуклідами. Під час їхнього утворення використовували геоінформаційні технології, сучасні засоби математичного аналізу даних і просторового моделювання. Атлас вміщує прогнозні карти щільності забруднення ґрунтів техногенними радіонуклідами до 2016 р.

Недоліком подібних часткових прогнозних карт є врахування лише одного з безлічі чинників, що впливають на зміну концентрації техногенних радіонуклідів у місці їхньої локалізації, а саме – константи періоду напіврозпаду певного радіоізоотопу. У результаті такі прогнозні карти дублюють аналогічні карти сучасної щільності радіоактивного забруднення і відрізняються лише постійними понижуючими коефіцієнтами та інтервалом прогнозування.

В Інституті географії НАН України у 1990–1992 рр. складена серія карт масштабу 1 : 100 000 ландшафтно-геохімічних показників довкілля й умов міграції радіонуклідів у межах 60-кілометрової зони ЧАЕС (Давидчук, Сорокіна, Калиненко та ін., 1999). Матеріали досліджень дали можливість побудувати карти прогнозу зміни щільності забруднення ґрунтів з урахуванням усього спектра чинників, що впливають на концентрацію, міграцію, осадження і фіксацію радіонуклідів. Створення таких, по-справжньому прогнозних карт для всієї території України є найважливішим завданням найближчого майбутнього.

Для решти території України в плані оцінки радіаційної ситуації зроблено набагато менше, ніж для зони від-

чуження. Все це, незважаючи на те, що існують значні обсяги накопиченої аналітичної бази даних, головно щодо щільності забруднення ^{137}Cs , яка становить сотні тисяч визначень. За умови геоінформаційного опрацювання всієї зібраної інформації проблема комплексного радіаційно-екологічного картографування території України буде успішно вирішена.

На сьогодні створені три варіанти карт щільності забруднення всієї території України ^{137}Cs (на 1989, 1991 і 1996 р.) і один – ^{90}Sr (на серпень 1992 р.) масштабом 1 : 500 000. В генералізованих варіантах вони широко доступні користувачам (Атлас..., 1996; Україна..., 1996а, 1996б) та розміщені в Інтернеті (додатки ...). У 2005 р. видана перша версія карти забруднення ізотопами плутонію.

Недоліки картографічного матеріалу. Незважаючи на виняткове значення існуючих радіаційно-екологічних карт, виявлено низку слабких місць під час їхньої підготовки, які потребують доопрацювання (Чорнобильська..., 1996):

- недостатня вивченість радіаційно забруднених територій України, особливо південних і східних регіонів;
- завищена нижня межа виділення аномалій ^{137}Cs . Зокрема, якщо для плутонію і ^{90}Sr ця межа становить відповідно 1,5 мКі/км² і 150 мКі/км², тобто у двічі – тричі вище рівня глобальних випадань цих радіонуклідів, то для ^{137}Cs він дорівнює 1 Кі/км², що перевищує фоновий рівень аж у 15–20 разів. Це призвело до того, що значні площі на Україні, реально забруднені в результаті Чорнобильської катастрофи, дотепер позначені на картах як нібито чисті, вводючи в оману населення, державні органи і громадськість;
- погана “чутливість” інтервалів шкали значень радіоактивності при побудові відповідних карт забруднення зі значеннями 1, 5, 15, 40 Кі/км², яка приховує реальну структуру поширення радіоактивних випадань по території України;
- недостатнє використання сучасних методик побудови карт, засобів і методів геоінформаційного моделювання.

Відзначені недоліки значною мірою усунуті в серії карт поліського регіону України масштабу 1 : 200 000, що охоплюють радіаційно забруднені (з рівнем понад 0,5 Кі/км² за ¹³⁷Cs) райони Київської, Житомирської, Рівненської і Волинської областей. У цій роботі вперше зроблена спроба розширити рамки реально проведеного картографування радіаційної обстановки до власне радіаційно-екологічного картографування. Атлас охоплює карти екологічного стану навколишнього природного середовища; щільності поверхневого забруднення ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr; міграції радіонуклідів; захворюваності населення, які підсумовуються в інтегральній карті оцінки ступеня радіаційно-екологічної безпеки проживання населення на території Українського Полісся.

Побудовані в такий спосіб карти є результатом детальних науково-методичних досліджень (Чорнобильська..., 1996). Ними закладено основи комплексного аналізу різномірної інформації, яка характеризує стан уражених викидами техногенних радіонуклідів екосистем, зроблено перехід від простої оцінки радіаційної обстановки до глибшої і багатофакторної радіаційно-екологічної оцінки, а саме – до радіаційно-екологічного моніторингу та картографування. На цій основі у подальшому здійснюватимуться прогностичні моделі і довгострокові прогнози розвитку радіаційної ситуації як наукової основи для розробки рекомендацій із захисту населення і довкілля від негативних наслідків антропогенної діяльності.

Контрольні запитання

1. Проблеми та основні положення радіаційно-екологічного моніторингу.
2. Актуальні напрями радіаційно-екологічного моніторингу.
3. Радіаційно-екологічне картографування і програмування. Огляд сучасного картографічного матеріалу.

ПРАКТИЧНІ РОБОТИ

До практикуму включено практичні роботи, тестові завдання і контрольні запитання. Навчальною програмою з дисципліни “Радіоекологія” передбачено виконання дев’яти практичних робіт.

Практична робота 1

ОСНОВНІ ПОНЯТТЯ І ВИЗНАЧЕННЯ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ

Мета роботи: Ознайомлення з основними поняттями і визначеннями радіаційної екології і радіаційної безпеки, як передумови освоєння розрахункової методики визначення впливу іонізуючого випромінювання на навколишнє природне середовище і людину.

Робота з радіоактивними речовинами та іншими джерелами іонізуючих випромінювань представляє потенційну небезпеку для здоров’я і життя людей. Іонізуючі випромінювання, впливаючи на людський організм, можуть викликати соматичні, соматико-стохастичні і генетичні наслідки.

Соматичні наслідки – пошкодження організму людини внаслідок опромінення (гостра променева хвороба, хронічна променева хвороба, локальні променеві пошкодження).

Соматико-стохастичні наслідки – носять ймовірний характер і виявляються при масовому опромінюванні людей (скорочення тривалості життя, ракові пухлини різних органів, лейкоз тощо).

Генетичні наслідки – пошкодження механізму спадковості, що виявляються у нащадків людей, що одержали опромінення; дози, які викликають генетичні наслідки, значно менше доз, що викликають соматичні пошкодження.

Існують дві системи вимірювання доз: *стара* (до 1980 р.) й *нова* (міжнародна із використанням системи СИ).

Активність радіонукліда (радіоактивної речовини) – число спонтанних ядерних перетворень у речовині за одиницю часу. Визначають згідно рівняння:

$$A = N / t, \quad (2.1)$$

де A – активність нукліда в радіоактивному джерелі, N – число актів розпаду в радіоактивному джерелі за час t .

Одиницею активності у системі СІ є *бекерель* (Вк, в українській транскрипції – Бк), названа на честь французького ученого Антуана Беккереля (1852–1908). (1 Бк = 1 с⁻¹). Один бекерель дорівнює активності нукліда в радіоактивному джерелі, в якому за 1 с відбувається один акт розпаду. Позасистемною одиницею активності радіонукліда є *кюри* (1 Кі = 3,7 × 10¹⁰ Бк).

Питома активність радіоактивної речовини визначається згідно рівняння:

$$a = A / m, \quad (2.2)$$

де a – питома активність, A – активність радіонукліда, m – маса радіонукліда. Її розмірність – Бк/кг. Бекерель на кілограм рівний питомій активності, при якій на масу в 1 кг радіоактивної речовини доводиться активність, яка дорівнює 1 Бк.

Об'ємна активність радіоактивної речовини визначається згідно рівняння:

$$A_V = A / V, \quad (2.3)$$

де A_V – об'ємна активність, A – активність радіонукліда, V – об'єм радіонукліда. Її розмірність – Бк/м³. Бекерель на кубічний метр дорівнює об'ємній активності, при якій на об'єм 1 м³, який зайнятий радіоактивною речовиною, доводиться активність в 1 Бк.

Молярна активність радіоактивної речовини визначається згідно рівняння:

$$A_m = A / n, \quad (2.4)$$

де A_m – молярна активність, A – активність радіонукліда, n – кількість речовини. Її розмірність – Бк/моль. Беккерель на моль дорівнює молярній активності, при якій на кількість речовини радіонукліда в 1 моль доводиться активність в 1 Бк.

Період напіврозпаду ($T_{1/2}$) – час, протягом якого початкове число радіоактивних атомів зменшується удвічі (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Періоди напіврозпаду для окремих радіонуклідів

Радіонуклід	$T_{1/2}$	Радіонуклід	$T_{1/2}$
Йод-131	8,06 діб	Плутоній-239	24 380 р.
Торій-227	18,7 діб	Уран-235	710 млн р.
Кобальт-60	5,25 р.	Калій-40	1 300 млн р.
Тритій-3	12,34 р.	Уран-238	4 470 млн р.
Радій-226	1 620 р.	Торій-232	14 000 млн р.
Вуглець-14	5 730 р.		

Поглинена доза радіації – середня енергія, яка передана випромінюванням одиниці маси речовини. Одиницею поглиненої дози у системі СІ є *грей*, названа на честь англійського ученого Л. Грея (1905–1965). (1 Гр = 1 Дж/кг). Позасистемною одиницею є *рад* (1 рад = 100 ерг/г; 1 рад = 0,01 Гр). Один грей дорівнює поглиненій дозі випромінювання, при якій опроміненій речовині масою в 1 кг передається енергія іонізуючого випромінювання в 1 Дж. Визначається згідно рівняння:

$$D = E / m, \quad (2.5)$$

де D – поглинена доза випромінювання, E – енергія іонізуючого випромінювання, m – маса опроміненої речовини.

Експозиційна доза радіації – загальний обсяг випромінювання, що викликає іонізацію речовини. Одиницею експозиційної дози у системі СІ є *Кл/кг*, а позасистемною – *рентген* (1 Р = 2,58 × 10⁻⁴ Кл/кг). Один кулон на кілограм дорівнює експозиційній дозі випромінювання, яка утворює у повітрі іони, що несуть електричний заряд кожного знаку, рівний 1 Кл. Визначається згідно рівняння:

$$X = Q / m, \quad (2.6)$$

де X – експозиційна доза рентгенівського і гамма-випромінювань, Q – електричний заряд іонів одного знаку, що

виникають в сухому атмосферному повітрі (при повному гальмуванні усіх вторинних електронів, утворених фотонами у повітрі), m – маса повітря, в якому утворені іони рентгєнівським і гамма-випромінюваннями.

При пошкодженні організму різними типами випромінювань ефект біологічних пошкоджень буде різним. Якісна характеристика випромінювання визначається показником лінійної щільності іонізуючого потоку.

Еквівалентну дозу радіації визначають за показником лінійної щільності різних типів випромінювання. Одиницею еквівалентної дози у системі СІ є *зіверт* (Sv, в українській транскрипції – Зв). Позасистемною одиницею є *бер* (біологічний еквівалент рада); (1 бер = 0,01 Зв). У радіоекології часто використовують 1 мЗв = 10^{-3} Зв і 1 мкЗв = 10^{-6} Зв. Один зіверт відповідає еквівалентній дозі випромінювання, при якій поглинена доза дорівнює 1 грей й коефіцієнт якості випромінювання дорівнює одиниці.

$$H = D_i \times Q_i, \quad (2.7)$$

де H – еквівалентна доза випромінювання, яка дорівнює додатку творів поглинених доз D_i різних видів іонізуючих випромінювань на коефіцієнти якості Q_i (безрозмірна величина, яка змінюється від 1 до 20), що характеризують несприятливі біологічні наслідки опромінення людини певним видом випромінювання (табл. 2.2).

Рекомендовані значення Q_i використовують лише для радіаційного захисту з метою порівняння фактичного рівня опромінення з гранично допустимими значеннями еквівалентної дози.

Потужність поглиненої дози випромінювання використовують з метою прогнозування інтенсивності радіоактивного впливу на навколишнє природне середовище. Її розмірність – 1 Гр/с. Позасистемною одиницею вимірювання є 1 рад/с. Один грей на секунду дорівнює потужності поглиненої дози випромінювання, при якій за час опромінення в 1 с опроміненою речовиною поглинається доза випромінювання в 1 Гр. Визначається згідно рівняння:

Таблиця 2.2

Значення коефіцієнту якості випромінювання Q_i

Вид випромінювання	Діапазон енергій	Q_i
Гамма-випромінювання (фотони)	широкий	1
Рентгєнівське випромінювання	широкий	1
Бета-випромінювання (електрони)	широкий	1
Нейтрони	до 0,02 кеВ	1
	0,02–10 кеВ	5
	10–100 кеВ	10
	100 кеВ–2 МеВ	20
	2–20 МеВ	10
	понад 20 МеВ	5
Протони	звичайні понад 2 МеВ	1 5
Альфа-частинки	широкий	20
Важкі ядра атомів	широкий	20

$$P = D / t, \quad (2.8)$$

де P – потужність поглиненої дози випромінювання, D – поглинена опроміненою речовиною доза випромінювання за час t .

Практична робота 2

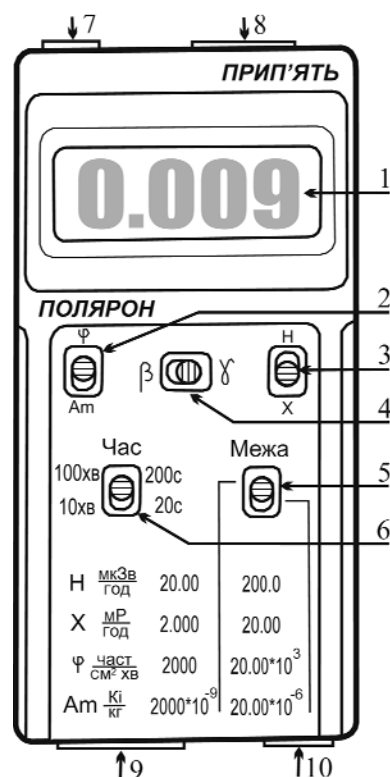
МЕТОДИКА РОБОТИ З ДОЗИМЕТРАМИ-РАДІОМЕТРАМИ

Мета роботи: Освоїти методику роботи з дозиметрами-радіометрами “Прип’ять” і “Терра” з метою подальшого проведення польового радіометричного контролю у міському середовищі.

2.1. Робота з радіометром “Прип’ять”

Призначення радіометра “Прип’ять”. Радіометр є приладом прямого вимірювання, величина рівня радіоактив-

ного забруднення зчитується одразу з цифрового індикатора. Датчики, які фіксують іонізуюче випромінювання радіації та індикатор розміщені в одному корпусі (рис. 2.1). Сталева знімна кришка дозиметра, що міститься на задній панелі приладу, служить фільтром для поглинання бета-випромінювання під час проведення вимірювання потужності експозиційної дози гамма-випромінювання. У радіометрі передбачена можливість вибору тривалості вимірювання (від 20 с до 100 хв), що дозволяє суттєво підвищувати точність результатів при малих дозах радіації та звукова індикація для швидкої попередньої оцінки рівня радіоактивного забруднення довкілля.



Умовні позначення:

1 – цифровий індикатор; 2 – перемикач вибору одиниць вимірювання поверхневої чи питомої активності бета-випромінювання; 3 – перемикач вибору одиниць виміру потужності гамма-випромінювання; 4 – перемикач виду вимірюваного бета- чи гамма-випромінювання; 5 – перемикач піддіапазонів вимірювання; 6 – перемикач встановлення тривалості виміру показань; 7 – кнопка контролю напруги живлення; 8 – вмикач звукового сигналу; 9 – вмикач живлення; 10 – гніздо живлення від електромережі.

Рис. 2.1. Дозиметр-радіометр бета-, гамма-випромінювання “Прип’ять”

Розглянемо призначення органів управління дозиметра (на приладі назви вказані на російській мові). Перемикач

“Живлення–Вкл” служить для підключення до джерела живлення: батарейки або електромережі. Гніздо живлення від електромережі знаходиться праворуч від перемикача. До нього підходить блок живлення від калькуляторів “Електроніка” (9 В). Поява цифр на табло індикатора свідчить про те, що напруга живлення знаходиться у нормі. При натисненні кнопки “Контроль живлення” на табло висвітлюється показник напруги у вольтах. Для проведення радіаційного контролю нормальною вважається напруга не менше 7 вольт.

Перемикач “Режим β – γ ” необхідний для переключення виду вимірюваного бета- або гамма-випромінювання. Два інших перемикача, зліва і справа, призначені для вибору одиниць вимірювання радіації: правий “H–X” змінює одиниці вимірювання потужності дози (H – у мкЗв/год.; X – у мР/год.); лівий “ ϕ –Am” – одиниці вимірювання поверхневої (густини потоку) і питомої активності джерела бета-випромінювання (поверхневої ϕ – у см⁻²·хв⁻¹; питомої Am – у Ки/кг⁻¹).

Нижче розміщені два інших перемикача: зліва “Час” – для встановлення тривалості вимірювання показань дозиметра (20–200 с – при вимірюванні у діапазонах “H”, “X”, “ ϕ ”; 10–100 хв – при вимірюванні у діапазоні “Am”); справа “Межа” – для вибору піддіапазонів вимірювання (верхнє положення – чутливий піддіапазон; нижнє положення – піддіапазон, який характеризує чутливістю у 10 разів меншою).

Вимірювання потужності дози гамма-випромінювання. Проміри необхідно проводити при наявності знімної сталеві кришки, розміщеної з тильної сторони дозиметра. Перемикач “Режим β – γ ” поставити у положення “ γ ”, інший перемикач “H–X” виставити в одне з двох положень, у залежності від одиниць, в яких необхідно вимірювати потужність дози: діапазони “H” (від 0,1 до 200 мкЗв/год) чи “X” (від 0,01 до 20 мР/год).

Перемикач “Час” встановлюють у положення “20 с” і протягом вказаного проміжку часу знімають не менше трьох показників гамма-випромінювання, а після чого визначають середнє значення. У разі значної розбіжності знятих показань слід збільшити тривалість виміру у 10 разів, для

чого перемикач “Час” переводять у положення “200 с” і повторюють проміри.

Вимірювання густини потоку бета-випромінювання.

Для оцінки густини потоку бета-випромінювання проміри проводяться без знімної сталеві кришки. При цьому разом з бета-частинками датчики реєструють й гамма-фон. Для визначення рівня бета-випромінювання необхідно від вимірюваного показника без кришки відняти значення, одержане при наявності цієї кришки, коли реєструється лише гамма-фон.

Під час вимірювання перемикач “Режим $\beta-\gamma$ ” встановити у положення “ β ”, інший перемикач “ $\phi-Am$ ” поставити у діапазон “ ϕ ”. Густина потоку вимірюють в проміжку від $10\text{ см}^{-2}\times\text{хв}^{-1}$ до $20\cdot 10^3\text{ см}^{-2}\times\text{хв}^{-1}$. Перемикач “Час” виставляють у положення “20 с” і проводять два окремих вимірювання. Перший промір при наявності знімної кришки для визначення гамма-фону, а другий без кришки з метою означення сумарного гамма- і бета-випромінювання. Проводиться не менше трьох таких вимірювань, а потім вираховують середнє значення. У разі значної розбіжності вимірюваних результатів тривалість промірів збільшують до “200 с” і повторюють вимірювання.

Контроль радіаційної чистоти довкілля. Ступінь радіоактивного забруднення природного середовища залежить від питомої радіоактивності його компонентів: гірських відкладів, ґрунту, зоо- і біомаси. Дозиметр „Прип’ять” використовують лише для попередньої оцінки рівня радіаційної чистоти довкілля. До комплекту радіометра входить кювета (спеціальний короб), пристосована під його розміри і параметри. Для визначення питомої радіоактивності проби, відібраної під час польових радіоекологічних досліджень, проводять вимірювання без знімної сталеві кришки. Окрім бета-випромінювання датчики реєструють гамма-фон. Для отримання оцінки радіаційної чистоти досліджуваної проби необхідно від сумарного значення відняти показник, одержаний при наявності кришки, коли реєструється виключно гамма-фон.

Під час вимірювання питомої радіоактивності відібраної проби гамма-фон не повинен перевищувати 0,025 мР/год

(0,25 мкЗв/год), тому проміри проводять у закритих лабораторних приміщеннях. Радіометр встановлюють на заповнену пробу (подрібненими відкладами, ґрунтом, біомасою тощо) кювету. Для запобігання забруднення радіонуклідами датчиків дозиметра проба повинна знаходитись на відстані 5 мм від краю кювети.

На початку радіаційного контролю перемикач “Режим $\beta-\gamma$ ” виставляють у положення “ β ”, а інший “ $\phi-Am$ ” у положення “ Am ”. Питому активність проби вимірюють у проміжку від 1×10^{-7} до 20^{-6} Кі/кг. Перемикач “Час” виставляють у позиції “10 хв” або “100 хв” у залежності від необхідної точності контролю радіаційної чистоти довкілля. Проміри знімають двічі: зі знімною кришкою й без неї. При цьому проводять не менше трьох таких вимірювань, а потім розраховують середнє значення.

2.2. Робота з радіометром “Терра”

Призначення радіометра “Терра”. Радіометр “Терра” призначений для вимірювання еквівалентної дози та потужності еквівалентної дози гамма- та рентгенівського випромінювання, а також поверхневої щільності потоку бета-частинок. Ці значення по черзі виводяться на один цифровий індикатор. Вмикається і вимикається дозиметр за допомогою натискання на кнопку “Режим” (рис. 2.2). Під час вимикання кнопку притримувати натиснутою протягом 2–3 с. Налаштування функцій вимірювання приладу здійснюється за допомогою кнопки “Поріг” (без потреби не натискати). Процес вимірювання технологічно нагадує вимірювання за допомогою радіометра “Прип’ять”, однак має й певну специфіку.

Вимірювання потужності гамма-випромінювання. Режим вимірювання гамма-випромінювання включається одразу від моменту включення радіометра на що вказує блимання світлодіоду, який розміщений зліва. Кришка приладу повинна бути закритою. До отримання достовірної інформації цифровий індикатор із вимірюваними значеннями буде блимати (до 60–70 с). Одиницею вимірювання є мкЗв/год. Результатом вимірювання вважають середнє арифметичне

з трьох останніх вимірів після припинення блимання значень на цифровому індикаторі.



Вимірювання еквівалентної дози гамма-випромінювання. Цей режим є наступним і включається натисненням на кнопку “Режим” на що вказує блимання відповідного світлодіоду, який розміщений по центру. Одиницею вимірювання є мЗв. Вимірювання еквівалентної дози гамма-випромінювання здійснюють одночасно з вимірюванням потужності гамма-випромінювання аж до повного заповнення шкали радіометра.

Вимірювання поверхневої щільності потоку бета-частинок. Цей режим є наступним і включається натисненням на кнопку “Режим” на що вказує блимання відповідного світлодіоду, який розміщений справа. Одиницею вимірювання є част./($\text{см}^2 \times \text{хв.}$). Перед вимірюванням щільності

бета-частинок вимірюють гамма-фон для подальшого автоматичного віднімання. Для цього у режимі вимірювання потужності гамма-випромінювання слід дочекатися припинення миготіння цифрового індикатора. Потім двічі натиснути кнопку “Режим”, що призведе до запам’ятовування виміряного значення. Зняти кришку приладу (розміщена з іншого його боку) та провести вимірювання поверхневої щільності потоку бета-частинок. Результатом вимірювання вважають середнє арифметичне з трьох останніх вимірів після припинення блимання. Після завершення вимірювання кришку приладу закрити.

Практична робота 3

ПРОВЕДЕННЯ РАДІАЦІЙНОГО КОНТРОЛЮ У МІСЬКОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Мета роботи: Отримання студентами практичних навичок із використання польових радіометрів з метою проведення радіаційного контролю за станом різнофункціональних екосистем міста.

Вивчення радіаційної ситуації у міському середовищі передбачає проведення досліджень з метою налагодження системи радіаційного (дозиметричного) контролю з використанням приладів, доступних для широкого кола користувачів. Завдання радіаційного контролю у місті полягає в кількісній й якісній оцінці параметрів радіаційної ситуації, зумовленої наявністю різноманітних природних й техногенних джерел радіації.

Система радіаційного контролю у міському середовищі передбачає доступність та простоту методів вимірювання рівня гамма-фону, ступеня радіаційної чистоти та рівня індивідуальних доз зовнішнього опромінення за допомогою дозиметричних приладів: дозиметрів чи радіометрів. Вони призначені як для наукових радіоекологічних досліджень, так і для широкого використання населенням.

Завдання 1. За допомогою радіометра “Терра” провести вимірювання потужності гамма-випромінювання і щільності потоку бета-частинок ґрунту чи техногенної поверхні у досліджуваних точках.

Для проведення вимірювання слід поділитися на бригади по п'ять студентів у кожній. Кожен член бригади несе відповідальність за свою частину роботи: за зняття відліку потужності гамма-випромінювання чи щільності бета-частинок; орієнтування по карті на місцевості; заповнення таблиці вимірювання; оформлення польового щоденника; стеження за комплектацією радіометра. Кожна бригада отримує карту із вказаним маршрутом й досліджуваними точками.

Усі маршрути прокладено у центральній частині Львова та мають приблизно однакову довжину. У кожній досліджуваній точці слід провести вимірювання середньої й максимальної потужності гамма-випромінювання. Проміри щільності потоку бета-частинок здійснювати лише на вказаних на карті п'яти пунктах (додаток Є).

Вимірювання проводити протягом 3–5 хвилин із зазначенням у польовому щоденнику опису геоecологічної ситуації довкола (у радіусі 20 м) точки контролю. При цьому слід зробити географічну прив'язку точки, вказати тип покриття (ґрунт, бруківка, тротуарна плитка чи інші будівельні матеріали), відстань від потенційно можливих джерел радіоактивного забруднення й погодних умов (температура повітря, атмосферний тиск, опади).

Радіометричні вимірювання проводити на двох висотах: на рівні ґрунтового або техногенного покриття та на висоті 1,2–1,5 м від площадки, що зроблено з метою вивчення впливу відстані від земної поверхні, як основного джерела техногенної радіації в урбоекосистемах, на рівень забруднення радіонуклідами. Результати вимірювання оформити у вигляді таблиці (табл. 2.3).

Завдання 2. На основі отриманих результатів вимірювання потужності гамма-випромінювання й щільності бета-частинок проаналізувати радіоекологічну ситуацію в межах досліджуваної території.

Таблиця 2.3

Результати вимірювання потужності гамма-випромінювання й щільності бета-частинок

Номер точки	Потужність γ -випромінювання, мЗв/год.		Щільність β -частинок, част./($\text{см}^2 \times \text{хв.}$)		Тип покриття
	на висоті		на висоті		
	0 м	1,5 м	0 м	1,5 м	
1					
2					
3					
4					
5					

На отриманій топографічній основі масштабу 1 : 2 000 нанести пункти вимірювання потужності гамма-випромінювання на рівні ґрунтового чи техногенного покриття. За результатами інтерполяції даних радіометричного вимірювання скласти карту радіаційної ситуації в межах досліджуваної території. Інтерполяцію провести через 0,1 мкЗв/год та оформити різними кольорами за принципом “світлофора”. Найзабрудненіші ділянки відобразити червоним кольором, середнього рівня забруднення – жовтим кольором, а “найчистіші” (умовно нижче фонового значення) – зеленим кольором. До карти оформити умовні позначення.

На основі аналізу таблиці результатів вимірювання потужності гамма-випромінювання й щільності бета-частинок та карти радіаційної ситуації зробити висновки щодо радіоекологічного стану досліджуваного міського середовища.

Практична робота 4

ОСНОВИ НОРМУВАННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ ВІД ДЖЕРЕЛ РАДІАЦІЇ

Мета роботи: Ознайомлення з нормативами доз опромінення від різних видів джерел іонізуючого випромінювання.

Відповідно до вимог норм радіаційної безпеки НРБУ-97 все населення поділяють на три категорії опромінюваних осіб (табл. 2.4), а органи людського тіла за ступенем зменшення радіочутливості розрізняють на три групи (табл. 2.5).

Таблиця 2.4

Категорії опромінюваних осіб	
Тип категорії	Характеристика
Категорія А	Персонал – особи, які постійно або тимчасово працюють безпосередньо з джерелами іонізуючих випромінювань (ДІВ)
Категорія Б	Обмежена частина населення – особи, які не працюють безпосередньо з ДІВ, але за умовами мешкання або розміщення робочих місць можуть піддаватися дії радіоактивних речовин та інших джерел випромінювання, що використовуються в установах і (або) видаляються у навколишнє природне середовище з відходами
Категорія В	Населення району, області, республіки, країни

Таблиця 2.5

Групи критичних органів людини	
Тип групи	Характеристика
Перша група	Все тіло, гонади, червоний кістковий мозок
Друга група	М'язи, щитовидна залоза, жирова тканина, нирки, селезінка, шлунково-кишковий тракт, легені, кришталік ока та інші органи за винятком тих, які відносяться до I і III груп
Третя група	Шкірний покрив, кісткова тканина, кисті, передпліччя, кісточки і стопи

Нормами радіаційної безпеки НРБУ-97 встановлені основні дозові межі зовнішнього і внутрішнього опромінення для різних категорій опромінюваних осіб і груп критичних органів. Чисельні значення наведено у табл. 2.6.

Таблиця 2.6

Основні дозові межі зовнішнього і внутрішнього опромінення

Дози і категорія опромінюваних осіб	Дозові межі опромінення залежно від групи критичних органів, бер/р		
	I група	II група	III група
Гранично допустима доза для категорії А, ГДД	5	15	30
Межа дози для категорії Б, ГД	0,5	1,5	3

Гранично допустима доза (ГДД) – найбільше значення індивідуальної еквівалентної дози за рік, яке при рівномірній дії протягом 50 років не викличе у стані здоров'я персоналу (категорії А) несприятливих змін, що виявляються сучасними методами. ГДД є основною дозовою границею для осіб категорії А.

Границя дози (ГД) – гранична еквівалентна доза за рік для обмеженої частини населення (категорія Б). ГД контролюють за середньою для критичної групи органів дозою зовнішнього опромінення і рівню радіоактивних викидів і радіоактивного забруднення об'єктів зовнішнього середовища. ГД є основною дозовою границею для осіб категорії Б.

Практична робота 5

ПРИНЦИПИ ЗАХИСТУ ВІД ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

Мета роботи: Окреслення основних принципів захисту людини від впливу джерел іонізуючого випромінювання.

Розрізняють зовнішнє і внутрішнє опромінення організму людини.

Зовнішнє опромінення – дія на організм різних типів іонізуючого випромінювання від зовнішніх по відношенню до нього джерел.

Внутрішнє опромінення – дія на організм іонізуючого випромінювання та радіоактивних речовин, що потрапили всередину організму.

Основними засобами захисту від зовнішнього опромінення є:

- ✓ використання для роботи джерел з мінімально можливою активністю (захист кількістю);
- ✓ проведення робіт, пов'язаних з опроміненням протягом мінімально можливого і доцільного періоду часу (захист часом);
- ✓ видалення під час роботи на максимально можливу і доцільну відстань від джерела іонізуючого випромінювання (захист відстанню);
- ✓ зменшення інтенсивності іонізуючого випромінювання за допомогою захисних екранів, стінок чи перегородок (захист екранами).

Для попередження попадання радіоактивних речовин всередину організму застосовуються різні захисні заходи: вентиляційні системи, ведення робіт у вакуумних шафах, із захисними рукавичками, із застосуванням автоматичних маніпуляторів й телебачення, а також індивідуальні захисні засоби – респіратори, шлангові протигази, пневмокостюми.

Для прискореного виведення радіонуклідів з організму людини застосовують такі прийоми: промивання шлунково-кишкового тракту, прийом адсорбентів, ізотопне розбавлення.

Практична робота 6

МЕТОДИКА РОЗРАХУНКУ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ ВІД ДЖЕРЕЛ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

Мета роботи: Освоїти методику розрахунку зовнішнього і внутрішнього опромінення від різних джерел іонізуючого випромінювання.

6.1. Розрахунок зовнішнього опромінення

Експозиційна доза гамма-випромінювання від точкового джерела розраховується за формулою:

$$X = \frac{K_{\gamma} A}{R^2} t; P, \quad (2.9)$$

де A – активність джерела, $мКі$; R – відстань від джерела, $см$; K_{γ} – гамма-стала нукліда, $Р, см/год-мКі$ (табл. 2.7); t – час опромінення, $год$.

Таблиця 2.7

Значення гамма-сталої окремих радіонуклідів

Нуклід	Гамма-стала, P	Нуклід	Гамма-стала, P
Натрій-24	19,0	Цезій-137	3,1
Кобальт-60	12,93	Радій-226	9,36
Стронцій-89	14,11	Уран-238	0,091

При опромінюванні потоком нейтронів зразків з різних матеріалів поглинена доза розраховується за формулою:

$$D = \frac{N \cdot E \cdot t \cdot 1,6 \cdot 10^{-8}}{d\rho}; рад, \quad (2.10)$$

де N – щільність потоку нейтронів, $нейтр./см^2 \cdot с$; E – енергія нейтронів, $Мев$; t – час опромінення, $с$; λ – довжина пробігу нейтронів в опромінюваній речовині, $см$; d – щільність опромінюваної речовини, $г/см^3$.

Еквівалентну дозу, яку отримає людина при опроміненні потоком нейтронів, розраховують за формулою:

$$H = \frac{10^{-6} \cdot N_0}{4\pi R^2} \cdot H_{y\partial} \cdot t, \quad (2.11)$$

де H – еквівалентна доза; N_0 – вихід нейтронів з джерела, $нейтр/с$; R – відстань від джерела, $см$; t – час опромінення, $с$; $H_{y\partial}$ – питома еквівалентна доза, $мбер \cdot см^2 / нейтр.$ (табл. 2.8).

Таблиця 2.8

Питома еквівалентна доза для нейтронів різних енергій

Е, кеВ	$H_{уд}, \text{мбер} \times \text{см}^2 / \text{нейтр.}$	Е, МеВ	$H_{уд}, \text{мбер} \times \text{см}^2 / \text{нейтр.}$
$0,025 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$	1–10	$3,85 \times 10^{-2}$
$0,1 \times 10^{-3}$	$1,2 \times 10^{-3}$	200	$7,7 \times 10^{-2}$
5,0	$1,4 \times 10^{-3}$	500	0,125
20	$2,5 \times 10^{-3}$	2000	0,25
100	$9,1 \times 10^{-3}$	5000	0,77
500	$2,3 \times 10^{-3}$	10000	7,7

6.2. Розрахунок внутрішнього опромінення

У процесі надходження радіонуклідів всередину організму людини доза опромінення критичного органу визначають за формулою:

$$D = 8,54 \cdot 10^{-4} \frac{q_0 \cdot f_2}{m} \cdot E_{эф} \cdot T_{1/2эф} (1 - e^{-0,693t/T_{1/2}}), \quad (2.12)$$

де D – поглинена доза критичним органом, *бер*; q_0 – активність нукліда, що потрапив до організму, *мКі*; f_2 – коефіцієнт органотропності, тобто частка нукліда, що потрапив до критичного органу від загальної кількості в організмі; m – маса критичного органу, *г*; $E_{эф}$ – ефективна енергія розпаду, *МеВ/розп.*; $T_{эф}$ – ефективний період напіввиведення нукліда з організму, *дб*; t – час, що пройшов з моменту надходження радіонукліда в організм, *дб*.

Дані щодо радіобіологічних констант людини приведені у табл. 2.9.

Завдання 3. Згідно з отриманим варіантом завдання (додаток Ж) визначити дозу опромінення, яку отримав працівник атомної електростанції протягом року. Наприклад, під час аварійних робіт в організм працівника поступило 8×10^5 *мКі* йоду-131.

Таблиця 2.9

Радіаційно-біологічні властивості окремих радіонуклідів, що поступили до організму людини

Радіонуклід	Критичний орган, його маса	Ефективний період напіввиведення $T_{эф}, \text{дб}$	Ефективна енергія розпаду $E_{эф}, \text{МеВ/розп.}$	Коефіцієнт органотропності f_2
Фосфор-32	Печінка, $1,7 \times 10^3$ г	8	0,69	0,04
Калій-42	Селезінка, 150 г М'язова тканина, 3×10^4 г	0,52 0,52	1,5 1,5	4×10^{-3} 0,65
Цирконій-95	Нирки, 300 г	63	0,46	0,02
Йод-131	Щитовидна залоза, 20 г	8	0,23	0,2
Цезій-137	Легені, 10^3 г	140	0,41	$2,3 \times 10^{-3}$
Полоній-210	Нирки, 150 г Селезінка, 150 г Печінка, $1,7 \times 10^3$ г	46,4 41,8 31,6	55 55 55	0,13 0,07 0,22

Для йоду-131 критичним органом є щитовидна залоза, для якої $m = 20$ г; коефіцієнт органотропності $f_2 = 0,2$; ефективна енергія розпаду $E_{эф} = 0,23$ *МеВ/розп.*; ефективний період напіввиведення $T_{эф} = 8$ *дб*.

Оскільки t більше за $T_{эф}$, то множник в дужках у формулі (2.12) обертається на одиницю. Доза опромінення щитовидної залози дорівнює:

$$D = 8,54 \times 10^{-4} \times \frac{8 \times 10^5 \times 0,2}{20} \times 0,23 \times 8 = 12,6 \text{ бер.}$$

Щитовидна залоза відноситься до другої групи критичних органів, отже, одержана працівником доза не перевищує допустиму (див. табл. 2.6).

6.3. Розрахунок ефективної дози опромінення населення

Умовою проживання й трудової діяльності населення без обмежень за радіаційним фактором є отримання додаткової за рахунок забруднення території радіоактивними ізотопами дози, яка протягом року не перевищує рівня опромінення 1,0 мЗв (0,1 бер).

Додаткова доза зовнішнього опромінення зумовлюється щільністю забруднення ґрунтів цезієм, стронцієм й плутонієм. Розрахувати дозу зовнішнього опромінення для умов Західного Полісся – найзабрудненішого регіону України – можна на основі номограм (табл. 2.10).

Таблиця 2.10

Номограма розрахунку зовнішнього опромінення населення залежно від щільності забруднення ґрунту

Цезій				Стронцій		Плутоній	
щільність забруднення ґрунту, Кі/км^2	доза опромінення, мбер			щільність забруднення ґрунту, Кі/км^2	доза опромінення, мбер	щільність забруднення ґрунту, Кі/км^2	доза опромінення, мбер
	місто	селище міського типу	село				
0,1	0,6	0,9	1,3	0,01	0,2	0,005	0,3
0,2	1,2	1,8	2,6	0,02	0,4	0,01	0,6
0,5	3,0	4,5	6,5	0,05	1,0	0,02	1,2
1,0	6,0	9,0	13,0	0,1	2,0	0,05	3,0
2,0	12,0	18,0	26,0	0,2	4,0	0,10	6,0
5,0	30,0	45,0	65,0	0,5	10,0	0,20	12,0
10,0	60,0	90,0	130,0	1,0	20,0	0,50	30,0

Основну дозу опромінення людина отримує за рахунок внутрішнього опромінення у процесі споживання забрудненої їжі. При цьому розрахунки внутрішнього опромінення

визначаються за надходженням радіонуклідів у перерахунок на основні продукти – молоко й картоплю (табл. 2.11).

Таблиця 2.11

Номограма розрахунку внутрішнього опромінення населення залежно від щільності забруднення продуктів

Рівень забруднення продукції, нКі/кг	Доза опромінення, мбер		
	молоко		картопля
	місто	село	
0,1	2	3	3
0,2	4	6	6
0,5	10	15	15
1,0	20	30	30
2,0	40	60	60
5,0	100	150	150
10,0	200	300	300
20,0	400	600	600
50,0	1 000	1 500	1 500
100,0	2 000	3 000	3 000

Середньодобове споживання приймається для молока – $0,5 \text{ дм}^3$, картоплі – 1,5 кг. Розрахунки внутрішнього опромінення ґрунтуються на дослідних даних про те, що концентрація радіоцезію 1 нКі/дм^3 молока забезпечує дозу 30 мбер на рік, а споживання $0,5 \text{ дм}^3$ молока на добу за дозовою ефективністю відповідає споживанню 1,5 кг картоплі. Внутрішнє опромінення організму людини залежно від рівня забруднення цезієм молока й картоплі можна розрахувати за номограмами, які представлені в табл. 2.11.

Однак, окрім цезію внутрішнє опромінення організму викликається й радіоізотопами стронцію та плутонію. При цьому вважається, що при щільності забруднення території стронцієм 1 Кі/км^2 ефективна еквівалентна доза внутріш-

нього опромінення складає 20 мбер (за умови відсутності даних щодо забруднення території стронцієм береться консервативна доза 10 мбер), а така сама концентрація у ґрунті плутонію відповідає ефективній еквівалентній дозі внутрішнього опромінення 60 мбер (за умови відсутності даних про забруднення плутонієм береться консервативна доза 1 мбер).

Річну сумарну ефективну еквівалентну дозу опромінення населення визначають за формулою:

$$P = P_{\text{зовн.}} + P_{\text{внут.}}; \text{мбер}, \quad (2.13)$$

де $P_{\text{зовн.}}$ – доза зовнішнього опромінення, яка визначається за формулою:

$$P_{\text{зовн.}} = P_{\text{Cs}} + P_{\text{Sr}} + P_{\text{Pu}}; \text{мбер}, \quad (2.14)$$

де P_{Cs} , P_{Sr} й P_{Pu} – доза зовнішнього опромінення сформована щільністю забруднення ґрунту відповідно цезієм, стронцієм й плутонієм; $P_{\text{внут.}}$ – доза внутрішнього опромінення, яка визначається за формулою:

$$P_{\text{внут.}} = P_{\text{молока}} + P_{\text{картоплі}}; \text{мбер}, \quad (2.15)$$

де $P_{\text{молока}}$ й $P_{\text{картоплі}}$ – доза внутрішнього опромінення сформована при споживанні відповідно молока й картоплі.

Завдання 4. На основі отриманого варіанту завдання (додаток 3), провести відповідні розрахунки ефективної еквівалентної дози опромінення для мешканців міської й сільської місцевості. Результати оформити у вигляді таблиці (табл. 2.12) та зробити відповідні висновки.

На місце “плюсів” підставити проміжні і кінцеві значення розрахунку сумарної ефективної еквівалентної дози опромінення. У висновках вказати, які радіонукліди домінують у величині зовнішнього опромінення та продукт у величині внутрішнього забруднення. Водночас, визначити у міському чи сільському середовищі населення отримує більшу сумарну ефективну еквівалентну дозу та пояснити причини радіаційного забруднення.

Таблиця 2.12

Визначення сумарної ефективної еквівалентної дози опромінення населення

	Величина зовнішнього опромінення, мбер		Величина внутрішнього опромінення, мбер		Сумарна ефективна еквівалентна доза, мбер	
	місто	село	місто	село	місто	село
Щільність забруднення ґрунту, $\text{Ки}/\text{км}^2$: цезій стронцій плутоній Разом	+	+				
	+	+				
	+	+				
	+	+				
Рівень забруднення продукції: молоко, $\text{нКи}/\text{дм}^3$ картопля, $\text{нКи}/\text{кг}$ Разом						
			+	+		
			+	+		
			+	+	+	+

Практична робота 7

МЕТОДИКА РОЗРАХУНКУ ЗАХИСТУ ВІД ДЖЕРЕЛ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

Мета роботи: Освоїти методику розрахунку захисту від різних видів джерел іонізуючого випромінювання.

7.1. Розрахунок захисту екранами

Для захисту від бета-випромінювання використовують екрани з легких матеріалів (скло, плексиглас, алюміній), товщину яких розраховують за формулою:

$$d = \frac{1}{\rho} (0,54 \cdot E - 0,15); \text{см}, \quad (2.16)$$

де ρ – щільність матеріалу екрану, $г/см^3$; E – максимальна енергія β -часток, MeB ; d – товщина екрану, $см$.

Для захисту від рентгенівського і гамма-випромінювання використовують екрани з важких матеріалів (залізо, свинець, вісмут). Розрахунок екранів проводять відповідно до необхідного значення коефіцієнта ослаблення, який визначають за формулою:

$$K_{осл} = \frac{P_0}{P_{доп}}, \quad (2.17)$$

де P_0 і $P_{доп}$ – фактичне і допустиме значення потужності дози.

Для тонких екранів коефіцієнт ослаблення може бути визначений за формулою:

$$K_{осл} = e^{-\mu d} B, \quad (2.18)$$

де μ – лінійний коефіцієнт ослаблення, $см^{-1}$; d – товщина екрану, $см$; B – дозовий чинник накопичення.

За великої товщини екрану розрахунок за формулою (2.18) приводить до значних погрешностей, оскільки входні в неї величини μ і B також залежать від d . На практиці вибір товщини екрану проводять за допомогою універсальних таблиць П. Г. Гусева, тобто згідно з необхідним значенням коефіцієнта ослаблення (табл. 2.13).

Якщо для захисту використовують екрани з інших матеріалів, то перерахунок товщини екрану проводять за значеннями щільності матеріалів із використанням співвідношення:

$$D = d_c \frac{\rho_c}{\rho}, \quad (2.19)$$

де d_c і ρ_c – товщина свинцевого екрану й щільність свинцю; d і ρ – товщина екрану й щільність прийнятого матеріалу.

Для захисту від потоку нейтронів застосовують екрани з парафіну, графіту, води чи бетону. Щільність потоку нейтронів за екраном визначають за формулою:

$$N = \frac{N_0}{4\pi R^2} \cdot C \cdot e^{-d/\lambda}; \text{ нейтр./см}^2 \times \text{с}, \quad (2.20)$$

Таблиця 2.13

Товщина свинцевого екрану залежно від необхідної кратності ослаблення та енергії гамма-випромінювання

Кратність ослаблення	Товщина свинцю, мм										
	0,1	0,3	0,5	0,8	1,0	1,5	2	3	4	6	10
1,5	0,5	1,5	2	6	8	11	12	13	12	10	9
2	1,0	3	5	10	13	17	20	21	20	16	13,3
5	2	6	11	22	28	38	43	46	45	38	30
8	2	8	15	28	35	48	49	59	58	50	38
10	3	9	16	30	38	51	59	65	64	55	42
20	3	11	20	38	49	66	79	83	82	71	56
30	3,5	11	23	43	55	73	85	93	92	80	63
40	4	13	24	45	58	78	91	100	99	87	68
50	4	14	26	46	60	82	96	106	105	92	73
60	4,5	14	27	49	63	85	101	110	109	97	77
80	4,5	15	28	53	67	92	107	117	116	104	82
100	5	16	30	55	70	96	113	122	121	109	87
200	6	19	34	63	80	111	129	140	138	126	102
500	6,5	22	40	72	92	129	150	163	161	149	119
1000	7	24	44	81	102	134	165	180	178	165	133
2000	8,5	27	50	88	111	141	179	197	195	181	148
5000	9	30	55	99	124	170	198	219	217	203	166
8000	10	31	57	104	130	180	208	230	229	215	175
10000	10,5	33	59	106	133	183	213	235	234	220	180

де N_0 – вихід нейтронів з джерела, нейтр./с ; R – відстань від джерела, $см$; C – коефіцієнт-поправка (табл. 2.14); d – товщина екрану, $см$; λ – довжина релаксації потоку нейтронів у матеріалі екрану, $см$ (табл. 2.14).

Таблиця 2.14

Значення коефіцієнтів C і λ для нейтронів енергією до 11 MeV

Матеріал	C	λ , см
Бетон	1,2	19,7
Парафін	1,3	17,5
Вода	1,3	16,9

Формулу (2.19) застосовують для екранів завтовшки до 100 см.

Завдання 5. Визначити щільність потоку нейтронів на робочому місці, розташованому на відстані $R = 500$ см від генератора нейтронів з виходом $N_0 = 2 \times 10^7$ нейтр./см²·с енергією 10 MeV та відокремленого бетонною стіною завтовшки $d = 25$ см.

Згідно з табл. 2.14 для бетону $\lambda = 19,7$ см і $C = 1,2$. Щільність потоку нейтронів на робочому місці визначаємо за формулою (2.20):

$$N = \frac{2 \cdot 10^7}{4 \cdot 3,14 \cdot 500^2} \cdot 1,2 \cdot e^{-25/19,7} = 2,1 \text{ нейтр./см}^2 \cdot \text{с}.$$

Допустима щільність потоку нейтронів енергією 10 MeV згідно з табл. 2.15 дорівнює 14 нейтр./см²·с. Отже, стінка з бетону завтовшки 25 см забезпечує необхідний захист від потоку нейтронів.

7.2. Розрахунок захисту відстанню

Захист від іонізуючого випромінювання може бути забезпечений за умов, якщо персонал знаходиться від джерела на відстані, рівному або більшому визначеного:

$$R = \sqrt{\frac{K_Y \cdot A \cdot t}{x_H}}, \quad (2.21)$$

де K_Y – стала нукліда, $P \times \text{см}^2 / \text{год} \cdot \text{мКі}$; A – активність джерела, мКі ; t – тривалість роботи протягом тижня, год. ; x_H – допус-

Таблиця 2.15

Дозові характеристики моноенергетичних нейтронів

Енергія нейтронів	Допустима щільність потоку	Енергія нейтронів	Допустима щільність потоку
Теплова	700	100	14
1×10^{-5}	330	500	11
1×10^{-3}	230	1 000	6
1×10^{-1}	84	3 000	3
1	19	10 000	2
5	16	3×10^4	1,5
10	14	1×10^5	1,2
20	11	1×10^6	0,8

тима протягом тижня доза опромінення (при 36 годинному робочому тижні і 50 тижнях у році $X_H = 0,12$ Р).

Завдання 6. Робітник протягом 36 годин в тиждень працює з джерелом кобальту-60 активністю 3,2 мКі. Визначити допустиму відстань, на якій можна працювати протягом зазначеного часу.

Допустима відстань дорівнює:

$$R = \sqrt{\frac{12,93 \cdot 3,2 \cdot 36}{0,12}} = 111,4 \text{ см}.$$

7.3. Розрахунок захисту часом

Захист від іонізуючого випромінювання забезпечують, якщо тривалість роботи з джерелом протягом тижня не перевищує величини, розрахованої за формулою:

$$t = \frac{x_H \cdot R^2}{K_Y \cdot A}, \quad (2.22)$$

де x_n – допустима протягом тижня доза опромінення (при 36 годинному робочому тижні і 50 тижнях у році $X_n = 0,12$ Р); R – допустима відстань, см; K_γ – стала нукліда, $P \times \text{см}^2 / \text{год-мКі}$; A – активність джерела, мКі.

Завдання 7. У лабораторії проводять роботи з джерелом радію-226 активністю 100 мКі на відстані 50 см від нього. Визначити допустимий час перебування на цій відстані від джерела протягом тижня.

Згідно з формулою (2.22) допустимий час дорівнює:

$$t = \frac{0,12 \cdot 50^2}{9,36 \cdot 100} = \frac{300}{936} = 0,32 \text{ год.}$$

Захист від потоку нейтронів забезпечується, якщо тривалість роботи з джерелом протягом тижня не перевищує величини:

$$t = 36 \frac{N_{\text{доп}}}{N}, \quad (2.23)$$

де $N_{\text{доп}}$ – допустима згідно з табл. 2.15 щільність потоку нейтронів, $\text{нейтр./см}^2 \times \text{с}$; N – щільність потоку нейтронів на робочому місці, $\text{нейтр./см}^2 \times \text{с}$; розраховують за формулою:

$$N = \frac{N_0}{4\pi R^2}, \quad (2.24)$$

де N_0 – вихід нейтронів з джерела, $\text{нейтр./см}^2 \times \text{с}$; R – відстань від джерела, см.

Завдання 8. Оператор знаходиться на відстані $R = 50$ см від генератора нейтронів з виходом $N = 10^6$ нейтр./см²×с й енергією 5 МеВ. Визначити допустимий час роботи протягом тижня.

Визначаємо щільність потоку нейтронів на робочому місці оператора:

$$N = \frac{10^6}{4 \cdot 3,14 \cdot 50^2} = 32; \quad t = 36 \frac{16}{32} = 18 \text{ год.}$$

Допустимий час роботи оператора протягом тижня дорівнює 18 годин.

7.4. Розрахунок захисту кількістю

Захист від гамма-випромінювання забезпечується за умов, якщо при 36 годинному робочому тижні активність джерела у мКі не перевищить величини, яка розрахована за формулою:

$$A = \frac{x_n \cdot R^2}{K_\gamma \cdot t}; \text{ мКі}, \quad (2.25)$$

де x_n – допустима протягом тижня доза опромінення (при 36 годинному робочому тижні і 50 тижнях у році $X_n = 0,12$ Р); R – допустима відстань, см; K_γ – стала нукліда, $P \times \text{см}^2 / \text{год-мКі}$; t – тривалість роботи протягом тижня, год.

При нейтронному опроміненні допустимий вихід нейтронів з джерела N_0 при 36 годинному робочому тижні не повинен перевищувати величини, яка визначена за формулою:

$$N_0 = N_{\text{доп}} \cdot 4\pi R^2 \cdot e^{-d/\lambda}, \quad (2.26)$$

Практична робота 8

МЕТОДИКА ОЦІНЮВАННЯ РІВНЯ РАДІО-АКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ

Мета роботи: Освоїти методику оцінювання рівня радіоактивного забруднення складових навколишнього природного середовища, зокрема ґрунту й води.

8.1. Оцінка забрудненості ґрунту

Методи оцінювання рівнів концентрації радіонуклідів у довкіллі є вибірковими. Однак існує ряд альфа-, бета- і гамма-інтегральних методів дослідження, наприклад метод тимчасової селекції бета-альфа та бета-гамма співпадінь.

Особливості міграції й акумуляції радіонуклідів в екосистемах аналогічні особливостям міграції та акумуляції інших хімічних елементів. Виходячи з цієї закономірності,

для визначення рівнів геохімічного, в тому числі й радіаційного, забруднення екосистеми найкраще використовувати *метод емісійного спектрального аналізу* на вміст важких металів з паралельним проведенням радіаційного контролю досліджуваної території.

Спектральний аналіз на вміст металів проводиться у лабораторних умовах на основі попередньо відібраних проб ґрунту, рослинності чи води, що не дає можливості чітко відобразити картину міграції забруднення в межах екосистеми. Вдале його поєднання з радіаційним контролем під час польового знімання території, дає змогу оцінити реальний стан як хімічного, так і радіоактивного забруднення.

Рівень забруднення ґрунту радіонуклідами залежить від умов міграції речовини, дає змогу розрахувати для екосистем *коефіцієнт міграції радіаційно-геохімічного забруднення (Км)*. Значення $K_m = 1$ відповідає середньому рівню дозових навантажень даної екосистеми. При $K_m > 1$ відбувається акумуляція хімічних і радіоактивних елементів, а при $K_m < 1$ – їхнє винесення або змивання.

Радіаційний контроль в екосистемах слід проводити одночасно з відбором проб для спектрального аналізу хімічних елементів, враховуючи умови її положення в ряду геохімічного сполучення. Для оцінки загального забруднення екосистеми розраховують *показник сумарної забрудненості (D)* по відношенню до ГДК хімічних і радіоактивних елементів:

$$D = K_m \times 1/n \times \sum k_i / \text{ГДК}_i, \quad (2.27)$$

де K_m – коефіцієнт міграції радіаційно-геохімічного забруднення; n – кількість хімічних і радіоактивних елементів; k_i та ГДК_i – вміст та ГДК i -того елемента в екосистемі.

Радіаційно-геохімічні методи не вичерпують споробів визначення концентрації радіонуклідів в природному середовищі, однак вони краще забезпечені апаратурою й методично, перевірені на практиці. Можливість використання цих методів як під час експедиційних, так і лабораторних досліджень робить їх популярними в екології.

Основним шляхом потрапляння радіонуклідів від ґрунту в організм людини вважають споживання їжі. Для порівняння,

надходження до людини ^{137}Cs з питною водою й пилом значно менші та не є критичними. Потенційні рівні забруднення продуктів харчування залежать від коефіцієнту переходу радіонукліду від різних типів ґрунтів (табл. 2.16).

Таблиця 2.16

Коефіцієнти переходу ^{137}Cs від різних типів ґрунтів у різні види продукції, Бк/кг

Тип ґрунту Продукти	Чорноземи	Сірі опідзолени	Дерново підзолисті	Торфові
Картопля	0,015	0,04	0,06	0,2
Молоко	0,03	0,07	0,2	0,6
М'ясо	0,1	0,25	0,6	2,0
Гриби	1,0	4,0	13,0	20,0

Дозовий коефіцієнт внутрішнього опромінення для дорослої людини (мЗв/год.) на 1 Бк ^{137}Cs через органи харчування становить 0,000012 мЗв/Бк. При цьому не важливо з якими продуктами харчування чи ґрунтом поступив в організм ^{137}Cs . Для дитини віком до 12 років дозовий коефіцієнт ще менше – 0,000010 мЗв/Бк.

Завдання 9. Згідно з отриманим варіантом завдання (додаток К) річну ефективну еквівалентну внутрішню дозу опромінення дорослої людини. Наприклад, щільність забруднення сірих опідзолених ґрунтів ^{137}Cs в межах досліджуваному районі становить 70 кБк/м². Яку ефективну еквівалентну внутрішню дозу поромінення отримає людина, яка протягом року споживає 300 дм³ молока, 200 кг картоплі, 20 кг м'яса, 3 кг грибів.

Щільність забруднення ґрунтів 70 кБк/м² множимо на коефіцієнт переходу ^{137}Cs у сірих опідзолених ґрунтах та отримуємо питому активність цього радіонукліду у молоці – 4,9 Бк/дм³ (70 Бк × 0,07), картоплі – 2,8 Бк/кг (70 × 0,04), м'ясі – 17,5 Бк/кг (70 × 0,25) й грибах – 280 Бк/кг (70 × 4,0). Протягом

року в організм людини з молоком потрапить $300 \text{ дм}^3 \times 4,9 \text{ Бк/дм}^3 = 1470 \text{ Бк}$, з картоплею – 560 Бк, з м'ясом – 350 Бк, а з грибами – 840 Бк. Разом людина “з'їсть” 3320 Бк ^{137}Cs .

Таким чином річна ефективна еквівалентна внутрішня доза опромінення для дорослої людини за умов споживання такого набору продуктів становить: $3320 \text{ Бк} \times 0,000012 \text{ мЗв/Бк} = 0,04 \text{ мЗв/год}$.

8.2. Оцінка забрудненості води

З метою аналізу рівня забруднення води радіонуклідами підготовлюють пробу води в скляних банках місткістю від 0,5 до 3 дм^3 . При цьому визначають характеристики ємності з відібраною пробюю води: товщину шару води d і середню відстань від радіонуклідів до дозиметра r .

На практиці рівень радіоактивності поверхневих вод визначають за щільністю потоку гамма-випромінювання. Радіометр ставлять скляну ємність так, щоб край водної поверхні на 3–5 мм не досягав приладу. Не знімаючи сталеву кришки з дозиметра і встановивши перемикач для вимірювання у мкЗв/год, вираховують середнє значення з трьох-п'яти послідовно знятих відліків. Після цього дозиметр приймають з проби і, встановивши прилад на те саме місце, вимірюють фоновий показ приладу, значення якого віднімають від попереднього. Отриману різницю множать на 800 для банки місткістю 3 дм^3 , на 1000 (2 дм^3), 1200 (1 дм^3), 1500 (0,5 дм^3). Кінцевий результат відповідатиме об'ємній активності проби у беккерелях на дм^3 (Бк/ дм^3).

При цьому, потужність експозиційної дози гамма-випромінювання D описується такою формулою:

$$D = K_j \cdot \frac{A}{r^2}, \quad (2.28)$$

де A – активність певного радіонукліда; r – середня відстань від радіонуклідів до дозиметра; K_j – стала, що визначає тип радіонукліда; для радію-226 вона дорівнює $8,4 \times 10^6$.

Послаблення потоку гамма-випромінювання у шарі води описується такою залежністю:

$$I = I_0 e^{-md}, \quad (2.29)$$

де I та I_0 – інтенсивність гамма-випромінювання на вході й виході шару води завтовшки d ; m – коефіцієнт поглинання випромінювання.

Оскільки швидкість реєстрації n імпульсів пропорційна інтенсивності I гамма-випромінювання, під час практичних досліджень використовують залежність кількості імпульсів, що реєструється дозиметром за хвилину, від товщі води. Тоді коефіцієнт поглинання випромінювання обчислюють:

$$m = (\ln \frac{n_0}{n}) / d \quad (2.30)$$

На основі проведених розрахунків робиться висновок щодо рівня радіоактивного забруднення проби води, що слугує основою для здійснення радіаційно-гідроекологічного аналізу і моделювання радіаційної ситуації будь-якої водної екосистеми.

Практична робота 9

АНАЛІЗ СУЧАСНОЇ РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ В УКРАЇНІ

Мета роботи: Ознайомлення з сучасною радіаційною ситуацією в Україні і Чорнобильській зоні відчуження на основі аналізу літературних і картографічних матеріалів.

Завдання 10. На основі аналізу літературних і картографічних матеріалів охарактеризувати сучасну радіаційну ситуацію в межах отриманого адміністративно-територіального регіону (додатки Л–Р).

Представлені у додатках картосхеми демонструють радіаційну ситуацію в Україні, яка склалась у результаті техногенної катастрофи на Чорнобильській АЕС. Картосхеми характеризують стан поверхневого забруднення тери-

торії України за такими радіонуклідами: цезій-137 (^{137}Cs), стронцій-90 (^{90}Sr), америцій-241 (^{241}Am). Для порівняння впливу Чорнобильської катастрофи на стан довкілля в Україні подані значення радіонуклідного забруднення в період до аварії.

Контрольні запитання

1. У чому полягає небезпека радіоактивних речовин?
2. Що таке поглинена доза?
3. Що таке експозиційна доза?
4. У яких одиницях вимірюється еквівалентна доза?
5. Назвіть принципи нормування доз від іонізуючого випромінювань.
6. Назвіть основні принципи захисту від різних видів іонізуючого випромінювання при зовнішньому опроміненні.
7. Назвіть способи захисту від внутрішнього опромінення.
8. З яких матеріалів виробляють екрани для захисту від гамма-випромінювання й потоку нейтронів?
9. Що таке коефіцієнт ослаблення випромінювання екраном?
10. Як користуватися універсальними таблицями Н. Г. Гусева? Як залежить допустима щільність потоку нейтронів від енергії?
11. Які величини приймають за початкові при розрахунку захисту відстанню, часом і кількістю?
12. Як проводять вимірювання за допомогою дозиметра-радіометра “Прип’ять”?
13. Назвіть особливості проведення вимірів за допомогою радіометра “Терра”.
14. Як визначають рівень радіоактивного забруднення ґрунту?
15. Опишіть особливості вимірювання рівня радіоактивного забруднення води.
16. Як здійснюють радіаційний контроль стану ґрунтового покриву у міському середовищі?

ТЕСТОВІ ЗАВДАННЯ

Мета заняття: Підготовка студентів до написання підсумкового модуля з дисципліни “Радіоекологія”.

1. Яка наука вивчає різноманітні аспекти дії іонізуючого випромінювання на екосистеми, в тому числі на їхні живу й неживу складові?
а) радіобіологія; б) радіофізика; в) радіаційна екологія; г) радіохімія.
2. Яка наука вивчає вплив іонізуючого випромінювання на біогеоценози різних рівнів, у тому числі на тваринні і рослинні угруповання та людину?
а) радіобіологія; б) радіофізика; в) радіаційна екологія; г) радіохімія.
3. Яка наука вивчає процеси передачі енергії компонентам природного середовища іонізуючого випромінювання на рівні атомів і молекул?
а) радіаційна хімія; б) радіаційна фізика; в) радіаційна географія; г) радіаційна генетика.
4. Яка наука вивчає властивості різних хімічних форм і сполук, які виникли внаслідок дії іонізуючого випромінювання із іншими речовинами та особливості їх відповідних хімічних перетворень?
а) радіаційна хімія; б) радіаційна фізика; в) радіаційна географія; г) радіаційна генетика.
5. Яка наука вивчає питання просторово-територіального розміщення радіаційних об’єктів, аналізує особливості радіаційної ситуації в екосистемах локального, регіонального і глобального рівнів?
а) радіаційна хімія; б) радіаційна фізика; в) радіаційна географія; г) радіаційна генетика.
6. Яка наука вивчає механізми виникнення генетичних та спадкових змін й мутацій внаслідок опромінення клітин процесу їхнього збереження чи перетворення?

а) радіаційна хімія; б) радіаційна фізика; в) радіаційна географія; г) радіаційна генетика.

7. Яке іонізуюче випромінювання являє собою сукупність змінних станів електричного і магнітного полів, які поширюються довкілля у вигляді хвиль?

а) корпускулярне; б) нейтронне; в) електромагнітне; г) протонне.

8. Яке іонізуюче випромінювання представляє собою потік частинок, які мають ненульове значення маси спокою?

а) корпускулярне; б) нейтронне; в) електромагнітне; г) протонне.

9. Яке іонізуюче випромінювання генерується штучно у результаті гальмування заряджених частинок в електричному полі?

а) корпускулярне; б) нейтронне; в) електромагнітне; г) рентгенівське.

10. Яке іонізуюче випромінювання має природне походження і надходить на земну поверхню від Сонця та із космічного простору?

а) корпускулярне; б) нейтронне; в) ультрафіолетове; г) рентгенівське.

11. Яке іонізуюче випромінювання представляє собою потік атомів, які складаються з двох протонів і двох нейтронів, що утворився під час радіоактивного розпаду?

а) гамма-випромінювання; б) бета-випромінювання; в) альфа-випромінювання; г) рентгенівське випромінювання.

12. Яке іонізуюче випромінювання представляє собою потік електронів чи протонів, що утворився під час радіоактивного розпаду?

а) гамма-випромінювання; б) бета-випромінювання; в) альфа-випромінювання; г) рентгенівське випромінювання.

13. Яке іонізуюче випромінювання представляє собою потік звільненої енергії, що утворилася під час радіоактивного розпаду?

а) гамма-випромінювання; б) бета-випромінювання; в) альфа-випромінювання; г) рентгенівське випромінювання.

14. Як називається процес перетворення радіонуклідів?

а) іонізуюче випромінювання; б) радіоактивне випромінювання; в) радіоактивний розпад; г) радіоактивність.

15. Як називається інтенсивність радіоактивного розпаду або кількість альфа-, бета- й гамма-розпадів упродовж секунди?

а) радіоактивність; б) експозиційна доза; в) еквівалентна доза; г) потужність дози.

16. Назвіть формулу обчислення активності радіонукліда (радіоактивної речовини)?

а) $a = A / m$; б) $A = N / t$; в) $A_V = A / V$; г) $A_m = A / n$.

17. Назвіть формулу обчислення питомої активності радіоактивної речовини?

а) $a = A / m$; б) $A = N / t$; в) $A_V = A / V$; г) $A_m = A / n$.

18. Назвіть формулу обчислення об'ємної активності радіоактивної речовини?

а) $a = A / m$; б) $A = N / t$; в) $A_V = A / V$; г) $A_m = A / n$.

19. Назвіть формулу обчислення питомої активності радіоактивної речовини?

а) $a = A / m$; б) $A = N / t$; в) $A_V = A / V$; г) $A_m = A / n$.

20. Якою проникною здатністю володіє альфа-випромінювання?

а) проходить у тканини організму на глибину до 2 см; б) проходить навіть товсті металеві чи бетонні плити; в) зупиняється навіть аркушем паперу; г) проходить лише рентгенівську плівку.

21. Якою проникною здатністю володіє гамма-випромінювання?

а) проходить у тканини організму на глибину до 2 см; б) проходить навіть товсті металеві чи бетонні плити; в) зупиняється навіть аркушем паперу; г) проходить лише рентгенівську плівку.

22. Якою проникною здатністю володіє бета-випромінювання?

а) проходить у тканини організму на глибину до 2 см; б) проходить навіть товсті металеві чи бетонні плити; в) зупиняється навіть аркушем паперу; г) проходить лише рентгенівську плівку.

23. Кількість енергії, що викликає пошкодження в живих організмах називається:

а) питомою радіоактивністю; б) іонізуючим випромінюванням; в) дозою; г) опроміненням.

24. Одиницею вимірювання радіоактивності в системі СІ є:

а) рентген; б) бекерель; в) кюрі; г) зіверт; д) грей.

25. Одиницею вимірювання поглиненої дози в системі СІ є:

а) рентген; б) бекерель; в) кюрі; г) зіверт; д) грей.

26. Одиницею вимірювання еквівалентної дози в системі СІ є:

а) рентген; б) бекерель; в) кюрі; г) зіверт; д) грей.

27. Кількість енергії іонізуючого випромінювання, отримана одиницею маси опроміненого тіла чи екосистеми називається:

а) поглиненою дозою; б) еквівалентною дозою; в) експозиційною дозою; г) ефективною еквівалентною дозою.

28. Кількість енергії іонізуючого випромінювання, що викликає іонізацію атмосферного повітря називається:

а) поглиненою дозою; б) еквівалентною дозою; в) експозиційною дозою; г) ефективною еквівалентною дозою.

29. Кількість енергії, що визначається щільністю іонізуючого потоку називається:

а) поглиненою дозою; б) еквівалентною дозою; в) експозиційною дозою; г) ефективною еквівалентною дозою.

30. Кількість енергії іонізуючого випромінювання, яка враховує чутливість впливу на різні частини тіла людини (органи, тканини) чи інші організми екосистем називається:

а) поглиненою дозою; б) еквівалентною дозою; в) експозиційною дозою; г) ефективною еквівалентною дозою.

31. Назвіть формулу визначення поглиненої дози радіації?

а) $H = D_i \times Q_i$; б) $D = E / m$; в) $\Pi = D / t$; г) $X = Q / m$.

32. Назвіть формулу визначення експозиційної дози радіації?

а) $H = D_i \times Q_i$; б) $D = E / m$; в) $\Pi = D / t$; г) $X = Q / m$.

33. Назвіть формулу визначення потужності поглиненої дози іонізованого випромінювання?

а) $H = D_i \times Q_i$; б) $D = E / m$; в) $\Pi = D / t$; г) $X = Q / m$.

34. Назвіть формулу визначення еквівалентної дози радіації?

а) $H = D_i \times Q_i$; б) $D = E / m$; в) $\Pi = D / t$; г) $X = Q / m$.

35. Назвіть найвідомішу позасистемну одиницю в радіоекології за допомогою якою визначають поглинену дозу?

а) кюрі; б) бер; в) рентген; г) бекерель; д) грей.

36. Назвіть значення коефіцієнту якості альфа-випромінювання при розрахунку еквівалентної дози радіації?

а) 1; б) 5; в) 10; г) 20.

37. Назвіть значення коефіцієнту якості гамма-випромінювання при розрахунку еквівалентної дози радіації?

а) 1; б) 5; в) 10; г) 20.

38. Назвіть значення коефіцієнту якості звичайних нейтронів при розрахунку еквівалентної дози радіації?

а) 1; б) 5; в) 10; г) 20.

39. Назвіть значення коефіцієнту якості повільних нейтронів при розрахунку еквівалентної дози радіації?

а) 1; б) 5; в) 10; г) 20.

40. Як називається шлях транспортування радіонуклідів від абіотичних компонентів екосистем ланцюгами живлення аж до консументів?

а) фізичний експозиційний шлях; б) фізіологічний експозиційний шлях; в) екологічний експозиційний шлях; г) хімічний експозиційний шлях.

41. Як називається шлях транспортування радіонуклідів від промислового устаткування димарями чи зі стічними водами, що безпосередньо опромінюють живі організми?

а) фізичний експозиційний шлях; б) фізіологічний експозиційний шлях; в) екологічний експозиційний шлях; г) хімічний експозиційний шлях.

42. Як називається шлях транспортування радіонуклідів через вдихання (інгаляцію) газоподібних речовин й аерозолей та приймання їжі у тіла живих організмів?

а) фізичний експозиційний шлях; б) фізіологічний експозиційний шлях; в) екологічний експозиційний шлях; г) хімічний експозиційний шлях.

43. Як називається вплив на людину чи біоту іонізуючого випромінювання від різних джерел радіації?

а) втручання; б) синергізм; в) випромінювання; г) опромінення.

44. Доза іонізуючого випромінювання отримана за відносно короткий період часу, протягом якого не встигає змінитися існуючий стан екосистеми називається:

а) гострим опроміненням; б) гострим фракціональним опроміненням; в) пролонгованим опроміненням; г) латентним опроміненням.

45. Доза іонізуючого випромінювання накопичена за рахунок багаторазового гострого опромінення називається:

а) хронічним опроміненням; б) гострим фракціональним опроміненням; в) пролонгованим опроміненням; г) латентним опроміненням.

46. Доза іонізуючого випромінювання отримана за період, значно перевищуючий тривалість гострого опромінення, а під час опромінення стан функціонування екосистем істотно змінюється називається:

а) хронічним опроміненням; б) гострим фракціональним опроміненням; в) пролонгованим опроміненням; г) латентним опроміненням.

47. Доза іонізуючого випромінювання отримана протягом усього часу існування екосистеми називається:

а) хронічним опроміненням; б) гострим фракціональним опроміненням; в) пролонгованим опроміненням; г) латентним опроміненням.

48. Непередбачене підвищення дози опромінення персоналу або населення унаслідок радіаційної аварії називається:

а) внутрішнє опромінення; б) медичне опромінення; в) фонове опромінення; г) аварійне опромінення.

49. Опромінювання від джерел іонізуючого випромінювання, що створюють природний радіаційний фон називають:

а) внутрішнє опромінення; б) медичне опромінення; в) фонове опромінення; г) аварійне опромінення.

50. Опромінення людини унаслідок медичних рентгенологічних обстежень чи лікування називається:

а) внутрішнє опромінення; б) медичне опромінення; в) фонове опромінення; г) аварійне опромінення.

51. Опромінення тіла людини або окремих її органів і тканин від джерел іонізуючого випромінювання, що містять в середині організму цієї людини називається:

а) внутрішнє опромінення; б) медичне опромінення; в) фонове опромінення; г) аварійне опромінення.

52. Як називається метод, який полягає в аналізі інформації за допомогою фотографічних зображень, одержаних у результаті дії іонізуючого випромінювання від об'єктів дослідження на різні фоточутливі матеріали?

а) іонізаційний; б) напівпровідниковий; в) сцинтиляційний; г) авторадіографічний; д) біологічний.

53. Як називається метод, який ґрунтується на здатності радіоактивних частинок рухатися з великою швидкістю, спричиняючи іонізацію газів?

а) іонізаційний; б) напівпровідниковий; в) сцинтиляційний; г) авторадіографічний; д) біологічний.

54. Як називається метод, що використовує деякі види рослин і тварин, які є чутливими до іонізуючого випромінювання і разом з тим не реагують на багаторазове повторення їхнього опромінення?

а) іонізаційний; б) напівпровідниковий; в) сцинтиляційний; г) авторадіографічний; д) біологічний.

55. Як називається метод, що здійснюється за допомогою приладів, в яких за детектор іонізуючого випромінювання служить напівпровідник, електропровідність якого змінюється під впливом радіації?

а) іонізаційний; б) напівпровідниковий; в) сцинтиляційний; г) авторадіографічний; д) біологічний.

56. Як називається метод, що ґрунтується на використанні органічних чи неорганічних речовин у вигляді хімічних розчинів або кристалів для реєстрації іонізуючого випромінювання?

а) іонізаційний; б) напівпровідниковий; в) сцинтиляційний; г) авторадіографічний; д) біологічний.

57. Який метод дозволяє вивчати швидкоплинні процеси радіолізу, виявляти первинні хімічні форми, що виникають унаслідок поглинання енергії іонізуючого випромінювання?

а) спектроскопія; б) реєстрації флюоресценції і хемілюмінесценції; в) еманацийний; г) нейтронний; д) гаммаскопічний.

58. Який метод дозволяє вивчати випромінювання флуоресцентного або люмінесцентного світла у результаті збудження іонізацією електронів, що дає змогу досліджувати процеси заміни катіон-електронних пар у хімічних розчинах?

а) спектроскопія; б) реєстрації флюоресценції і хемілюмінесценції; в) еманацийний; г) нейтронний; д) гаммаскопічний.

59. Який метод дозволяє вивчати проби атмосферного повітря або газів з фіксованого об'єму води чи ґрунту у іонізаційній камері за допомогою фотоелектронного множника?

а) спектроскопія; б) реєстрації флюоресценції і хемілюмінесценції; в) еманацийний; г) нейтронний; д) гаммаскопічний.

60. Який метод дозволяє вимірювати вологість ґрунту чи відкладів та ґрунтується на розсіянні та уповільненні швидких нейтронів ядрами водню як основної складової води?

а) спектроскопія; б) реєстрації флюоресценції і хемілюмінесценції; в) еманацийний; г) нейтронний; д) гаммаскопічний.

61. Який метод дозволяє вимірювати щільність шарів ґрунту чи відкладів та ґрунтується на розсіюванні або поглинанні гамма-випромінювання цих шарів?

а) спектроскопія; б) реєстрації флюоресценції і хемілюмінесценції; в) еманацийний; г) нейтронний; д) гаммаскопічний.

62. Основними природними джерелами радіації є:

а) космічні промені, земна радіація, атомна енергетика; б) космічні промені, земна радіація, радон; в) земна радіація, випробування ядерної зброї, атомна енергетика; г) випробування ядерної зброї, атомна енергетика, промислова радіація.

63. Основними техногенними джерелами радіації є:

а) космічні промені, земна радіація, атомна енергетика; б) джерела радіації у медицині, земна радіація, радон; в) земна радіація, випробування ядерної зброї, атомна енергетика. г) випробування ядерної зброї, атомна енергетика, джерела радіації у медицині.

64. Ядерний паливний цикл включає:

а) видобуток і збагачення уранової руди → виробництво ядерного палива → локалізація і захоронення радіоактивних відходів; б) виробництво ядерного палива → вторинна обробка залишків урану і плутонію → локалізація і захоронення радіоактивних відходів; в) видобуток і збагачення уранової руди → виробництво ядерного палива → вторинна обробка залишків урану і плутонію → локалізація і захоронення радіоактивних відходів.

65. До якої категорії відносяться особи з числа персоналу, які постійно чи тимчасово працюють безпосередньо з джерелами іонізуючого випромінювання?

а) категорія А; б) категорія Б; в) категорія В.

66. До якої категорії відносяться особи, які безпосередньо з джерелами іонізуючого випромінювання, проте за умовами проживання чи розташування робочих місць можуть піддаватися опроміненню?

а) категорія А; б) категорія Б; в) категорія В.

67. До якої категорії відносяться особи, що не працюють з джерелами іонізуючого випромінювання (все решта населення)?

а) категорія А; б) категорія Б; в) категорія В.

68. Згідно з “Нормами радіаційної безпеки України” (НРБУ-97) допустимий рівень впливу радіації на людину дорівнює:

а) 1 мЗв/рік; б) 2 мЗв/рік; в) 5 мЗв/рік; г) 20 мЗв/рік.

69. Згідно з “Нормами радіаційної безпеки України” (НРБУ-97) річна ефективна доза для категорії А (спеціальний персонал) складає:

а) 1 мЗв/рік; б) 2 мЗв/рік; в) 5 мЗв/рік; г) 20 мЗв/рік.

70. Згідно з “Нормами радіаційної безпеки України” (НРБУ-97) річна ефективна доза для категорії Б (додатковий персонал) складає:

а) 1 мЗв/рік; б) 2 мЗв/рік; в) 5 мЗв/рік; г) 20 мЗв/рік.

71. Згідно з правилами стосовно захисту персоналу у виробничих умовах від природних джерел радіації, доза опромінення не повинна перевищувати:

а) 1 мЗв/рік; б) 2 мЗв/рік; в) 5 мЗв/рік; г) 20 мЗв/рік.

72. Скільки рівнів ядерних подій розрізняють згідно Міжнародної шкали:

а) п'ять; б) шість; в) сім; г) десять.

73. Які функціональні типи радіаційно-екологічного моніторингу виділяють?

а) базовий, стандартний, оперативний; б) базовий, кризовий, науковий; в) базовий, кризовий, оперативний; г) базовий, стандартний, науковий.

74. Які основні техногенні радіонукліди характеризують вплив Чорнобильської катастрофи на екосистеми різних рівнів?

а) ^{137}Cs і ^{234}Th ; б) ^{226}Ra і ^{238}U ; в) ^{40}K і ^{234}Pa ; г) ^{137}Cs і ^{90}Sr .

75. Регламентований максимальний рівень газо-аерозольного викиду, при якому сумарна річна ефективна доза розрахована для критичної групи населення називається:

а) допустимий рівень; в) викид радіації; г) допустимий скид; д) допустимий викид.

76. Нормативний рівень надходження радіонуклідів в організм людини, а також концентрації радіонуклідів в атмосферному повітрі, воді, ґрунті протягом року називається:

а) допустимий рівень; в) викид радіації; г) допустимий скид; д) допустимий викид.

77. Проникнення радіоактивних речовин через дихальну систему, систему травлення та шкіру людини називається:

а) внутрішнє надходження; б) пероральне надходження; в) інгаляційне надходження; г) екзогенне надходження.

78. Проникнення радіоактивних речовин у систему травлення через ротову порожнину людини називається:

а) внутрішнє надходження; б) пероральне надходження; в) інгаляційне надходження; г) екзогенне надходження.

79. Стан техногенних радіаційно-ядерних об'єктів та природного середовища, що забезпечує неперевищення основних дозових лімітів або будь-яке невиправдане опромінення та зменшення радіаційних доз персоналу і населення називається:

а) радіаційним захистом; б) радіаційним ризиком; в) радіаційною безпекою; г) радіаційним чинником.

80. Сукупність радіаційно-гігієнічних, проектно-конструкторських, технічних та організаційних заходів, спрямованих на збереження радіаційної безпеки називається:

а) радіаційним захистом; б) радіаційним ризиком; в) радіаційною безпекою; г) радіаційним чинником.

81. Імовірність того, що у людини внаслідок опромінення виникне певний стохастичний ефект називається:

а) радіаційним захистом; б) радіаційним ризиком; в) радіаційною безпекою; г) радіаційним чинником.

82. Будь-який тип радіаційного впливу який призводить чи може призвести до опромінення людини або радіоактивного забруднення природного середовища називається:

а) радіаційним захистом; б) радіаційним ризиком; в) радіаційною безпекою; г) радіаційним чинником.

83. Які з цих критичних органів людини відносять до першої групи радіаційної небезпеки?

а) м'язи, щитовидна залоза, нирки; б) шкіряний покрив, кісткова тканина, передпліччя; в) все тіло, гонади, червоний кістковий мозок.

84. Які з цих критичних органів людини відносять до другої групи радіаційної небезпеки?

а) м'язи, щитовидна залоза, нирки; б) шкіряний покрив, кісткова тканина, передпліччя; в) все тіло, гонади, червоний кістковий мозок.

85. Які з цих критичних органів людини відносять до другої групи радіаційної небезпеки?

а) м'язи, щитовидна залоза, нирки; б) шкіряний покрив, кісткова тканина, передпліччя; в) все тіло, гонади, червоний кістковий мозок.



СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. *Батлук В. А.* Радіаційна екологія : [навч. посібник] / В. А. Батлук. – К.: Знання, 2009. – 309 с.
2. *Воробьева В. В.* Введение в радиоекологию : [учеб. пособие] / В. В. Воробьева. – М.: Университетская книга, Логос, 2009. – 360 с.
3. *Гродзинський Д. М.* Радіобіологія : [підручник] / Д. М. Гродзинський. – К.: Либідь, 2000. – 448 с.
4. *Доповідь* про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2009 році. – К.: Державний комітет ядерного регулювання України, 2010. – 87 с.
5. *Іванов Є.* Радіоекологічні дослідження : [навч. посібник] / Є. Іванов. – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. – 149 с.
6. *Коваленко Г. Д.* Радиоэкология Украины : [монография] / Г. Д. Коваленко. – Харьков: ИД "Инжек", 2008. – 264 с.
7. *Козлов В. Ф.* Справочник по радиационной безопасности / В. Ф. Козлов. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 352 с.
8. *Константинов М. П.* Радіаційна безпека : [навч. посібник] / М. П. Константинов, О. А. Журбенко. – Суми: ВТД "Університетська книга", 2003. – 151 с.
9. *Маврищев В. В.* Радиоэкология и радиационная безопасность : [пособие для студ. ВУЗов] / В. В. Маврищев, А. Э. Высоцкий, Н. Г. Соловьева. – М.: Тетра-Системс, 2010. – 208 с.
10. *Максимов М. Т.* Радиоактивные загрязнения и их измерение / М. Т. Максимов, Г. С. Оджагов. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 154 с.
11. *Маргулис У. Я.* Атомная энергетика и радиационная безопасность / У. Я. Маргулис. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 220 с.
12. *Меркулова С. В.* Радиационная экология : [учеб. пособие] / С. В. Меркулова, П. И. Меркулов, В. П. Ковшов. – Саранск: ООО "Издательский дом "Книга", 2007. – 200 с.
13. Методичні вказівки до практичних робіт студентів з дисципліни "Радіоекологія" напряму підготовки 6.070800 "Екологія та охорона навколишнього середовища" / укладач : Є. А. Іванов. – Львів : Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2010. – 48 с.
14. *Методичні рекомендації з дозиметричного контролю* / Академія наук УРСР, Міністерство охорони здоров'я УРСР; Косінов Г. А., Коваль Г. М., Адаменко О. А. та ін. – К.: Здоров'я, 1990. – 40 с.
15. *Москалев Ю. И.* Отдаленные последствия воздействия донизующих излучений / Ю. И. Москалев. – М.: Медицина, 1991. – 464 с.
16. *Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97).* – К., 1997. – 121 с.
17. *Пишенина Т. И.* Ионизирующее излучение. Нормирование. Контроль / Т. И. Пишенина. – Одесса, 1996. – 136 с.
18. *Радиация. Дозы, эффекты, риск* / [пер. с англ.] – М.: Мир, 1990. – 79 с.
19. *Сахаров В. К.* Радиоэкология : [учебник для ВУЗов] / В. К. Сахаров. – СПб: Лань, 2006. – 320 с.
20. *Холл Э. Дж.* Радиация и жизнь / [под ред. Л. И. Ильина; Пер. с англ.]. – М.: Медицина, 1989. – 256 с.
21. *Чорнобильська катастрофа* / [за ред. В. Г. Бар'яхтара]. – К.: Наук. думка, 1996. – 576 с.
22. *Яблоков А. В.* Миф о безопасности малых доз радиации: Атомная мифология / А. В. Яблоков. – М., 2002. – 145 с.



СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. *Атлас* Геологія і корисні копалини України. Масштаб 1 : 5 000 000. – К. : [б. в.], 2001. – 168 с.
2. *Атлас* Україна. – К.: НВП “Картографія”, 1996. – 32 с.
3. Бак З. Основы радиобиологии / З. Бак, П. Александер. – М.: Изд-во иностр. лит., 1963. – 500 с.
4. Батлук В. А. Радіаційна екологія : [навч. посібник] / В. А. Батлук. – К.: Знання, 2009. – 309 с.
5. Бойчук Ю. Д. Екологія і охорона навколишнього середовища : [навч. посібник] / Ю. Д. Бойчук, Е. М. Солошенко, О. В. Бугай. – 2-ге вид. – Суми: ВТД “Університетська книга”, 2003. – 284 с.
6. Бочков Н. П. Хромосомы человека и облучение / Н. П. Бочков. – М.: Атомиздат, 1976. – 162 с.
7. Войцехович О. В. Радіаційне забруднення водних об'єктів зони відчуження ЧАЕС / О. В. Войцехович, Г. В. Лаптев, В. В. Канівець // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. – К.: Чорнобиль-Інтерінформ, 1996. – Вип. 1 (6). – С. 37–44.
8. Волошин І. Особливості радіаційної ситуації у м. Львові / І. Волошин // Вісник Львівського університету. Серія географічна. – 2006. – Вип. 33. – С. 53–61.
9. Воробьева В. В. Введение в радиоекологию : [учеб. пособие] / В. В. Воробьева. – М.: Университетская книга, Логос, 2009. – 360 с.
10. Гайнріх Д. Радіоактивність / Д. Гайнріх, М. Гергт // Екологія: dtv-Atlas. – К.: Знання-Прес, 2001. – С. 58–59; 202–207.
11. Гамалій І. П. Обґрунтування змісту та організації радіо-екологічного моніторингу агроландшафтів з плямистим радіоактивним забрудненням / І. П. Гамалій // Регіональні екологічні проблеми : [зб. наук. праць]. – К.: Обрії, 2002. – С. 126–128.
12. *Гидроэкологические* последствия аварии на Чернобыльской АЭС / [под ред. акад. Д. М. Гродзинского]. – К.: Наук. думка, 1992. – 267 с.
13. Гродзинський Д. М. Радіобіологія : [підручник] / Д. М. Гродзинський. – К.: Либідь, 2000. – 448 с.
14. Гродзинский Д. М. Радиобиология растений / Д. М. Гродзинский. – К.: Наук. думка, 1989. – 380 с.
15. Гукалова І. В. Екологічні і соціальні пріоритети розвитку радіаційно забруднених регіонів України / І. В. Гукалова // Регіональні екологічні проблеми : [зб. наук. праць]. – К.: Обрії, 2002. – С. 274–277.
16. Давидчук В. С. Застосування ландшафтного підходу при обґрунтуванні реабілітації радіоактивно забруднених земель / [В. С. Давидчук, Л. Ю. Сорокіна, Л. В. Калиненко, Н. Р. Гринюк] // Ландшафт як інтегруюча концепція ХХІ сторіччя: [зб. наук. праць]. – К. : [б. в.], 1999. – С. 205–208.
17. *Доповідь* про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2009 році. – К.: Державний комітет ядерного регулювання України, 2010. – 87 с.
18. *Допустимі* рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-97). – К., 1997. – 34 с.
19. Закон України “Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку”. Верховна Рада України, 2000. – 13 с.
20. Закон України “Про правовий режим території, яка піддається радіоактивному забрудненню внаслідок Чорнобильської катастрофи”. Верховна Рада України, 1991. – 7 с.
21. Закон України “Про поводження з радіоактивними відходами”. Верховна Рада України, 1995. – 18 с.
22. Закон України “Про видобування та переробку уранових руд”. Верховна Рада України, 1997. – 11 с.
23. Закон України “Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань”. Верховна Рада України, 1998. – 21 с.

24. Закон України “Про загальні засади подальшої експлуатації і зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення зруйнованого четвертого енергоблоку цієї АЕС на екологічно безпечну систему”. Верховна Рада України, 1998. – 8 с.
25. Закон України “Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії”. Верховна Рада України, 2000. – 9 с.
26. Закон України “Про фізичний захист ядерних установок, ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання”. Верховна Рада України, 2000. – 15 с.
27. Закон України “Про цивільну відповідальність за ядерну шкоду та її фінансове забезпечення”. Верховна Рада України, 2001. – 12 с.
28. Заставний Ф. Д. Великомасштабні територіальні природоохоронні проблеми / Ф. Д. Заставний // Географія України. – Львів: Світ, 1994. – С. 108–115.
29. Іванов Є. А. Ландшафтно-геохімічна оцінка геокомплексів в умовах впливу гірничодобувної промисловості / Є. А. Іванов // Україна та глобальні процеси: географічний вимір : [матер. VIII з'їзду УГТ]. – К.: Обрій, 2001. – Т. 4. – С. 35–40.
30. Іванов Є. Оцінка стану хімічного і радіоактивного забруднення антропогенно-обумовлених геокомплексів / Є. Іванов // Сучасна географія та навколишнє природне середовище : [зб. наук. праць]. – Вінниця: [б. в.], 1999. – С. 30–32.
31. Іванов Є. Радіоактивне забруднення екосистем парку імені Івана Франка / Є. Іванов, Ю. Андрейчук, Т. Козак // Біомедична електроніка та фізичні методи в екології: [зб. тез]. – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2007. – С. 65.
32. Іванов Є. Радіоактивне забруднення техноекосистем породного терикону шахти “Візейська” / Є. Іванов, І. Ковальчук // Біомедична електроніка та фізичні методи в екології : [зб. тез]. – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2007. – С. 64.
33. Іванов Є. Радіоекологічні дослідження : [навч. посібник] / Є. Іванов. – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. – 149 с.
34. Іванов В. И. Основы микродозиметрии / В. И. Иванов, В. Н. Лысцов. – М.: Атомиздат, 1979. – 192 с.
35. Кадастр радіоактивного забруднення водних об'єктів України місцевого водокористування. Том 1. Радіогідро-екологічний стан і використання водойм та загально-методологічні проблеми / В. М. Самойленко. – К.: Ніка-Центр, 1998. – 192 с.
36. Кадастр радіоактивного забруднення водних об'єктів України місцевого водокористування. Том 2. Стохастично-рейтингові оцінки доз опромінення населення за рахунок місцевого водокористування / В. М. Самойленко, Ю. С. Тавров, М. І. Буянов. – К.: Ніка-Центр, 1998. – 160 с.
37. Коваленко Л. И. Радиометрический ветеринарно-санитарный контроль кормов, животных и продуктов животноводства / Л. И. Коваленко. – К.: Урожай, 1987. – 89 с.
38. Коваленко Г. Д. Радиоэкология Украины: [монография] / Г. Д. Коваленко. – Харьков: ИД “Инжек”, 2008. – 264 с.
39. Коваль В. Б. Радіоактивність природна / В. Б. Коваль // Геогр. енциклопедія України. – К.: Укр. енциклопедія, 1993. – Т. 3. – С. 112.
40. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности / В. Ф. Козлов. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 352 с.
41. Козубов Г. М. Радиобиологические и радиозоологические исследования древесных растений (по материалам 7-летних исследований в районе аварии на Чернобыльской АЭС) / Г. М. Козубов, А. И. Таскаев. – СПб: Наука, 1994. – 265 с.
42. Комплексний радіоекологічний моніторинг водойм місцевого водокористування та методологічно-оптимізувальні рішення стохастичної екологічної гідрології / В. М. Самойленко, Ю. С. Тавров, М. І. Буянов. – К.: Ніка-Центр, 2000. – 136 с.

43. *Константинов М. П.* Радіаційна безпека : [навч. посібник] / М. П. Константинов, О. А. Журбенко. – Суми: ВТД “Університетська книга”, 2003. – 151 с.
44. *Константинов Н. П.* Методические указания к лабораторной работе “Методы обнаружения и измерения ионизирующих излучений” / Н. П. Константинов, А. А. Журбенко. – Одесса: ОГАПТ, 1999. – 43 с.
45. *Краткая историческая сводка по нормативным пределам годовых доз в США // Энергетика и безопасность.* – 2001. – № 15. – С. 9.
46. *Криворуцкий Д. А.* Биоиндикация и экологическое нормирование / Д. А. Криворуцкий, Ф. А. Тихомиров, Е. А. Федоров // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. – М.: [б. и.], 1987. – С. 34–39.
47. *Криворуцкий Д. А.* Принципы обеспечения радиационно-экологической безопасности / Д. А. Криворуцкий, Е. Ю. Успенская, А. В. Панфилов // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. – 2001. – № 6. – С. 3–7.
48. *Кузин А. М.* Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли / А. М. Кузин. – М.: Наука, 1991. – 116 с.
49. *Курортні ресурси України.* – К.: ЗАТ “Укрпрофоздоровниця”, “ТАМЕД”, 1999. – 344 с.
50. *Лось И. П.* Радиация и вода: Опыт обеспечения радиологической защиты в управлении качеством воды после аварии на Чернобыльской АЭС : [монографія] / И. П. Лось, О. В. Войцехович, К. И. Шепелевич. – К.: Науч. центр радиационной медицины АМН, УкрНИГИ, 2001. – 104 с.
51. *Лукашев Д. В.* Гидробиологический режим водоема-охладителя после снятия с эксплуатации Чернобыльской АЭС / Д. В. Лукашев // Екологічні дослідження річкових басейнів Лівобережної України: [зб. наук. праць]. – Суми: СумДПУ ім. А. С. Макаренка, 2002. – С. 88–94.
52. *Лялюк О.* Соціально-екологічні напрямки захисту від забруднення радіонуклідами / О. Лялюк // Сучасна географія та навколишнє природне середовище : [зб. наук. праць]. – Вінниця, 1999. – С. 46–47.
53. *Маврищев В. В.* Радиоэкология и радиационная безопасность: [пособие для студ. ВУЗов] / В. В. Маврищев, А. Э. Высоцкий, Н. Г. Соловьева. – М.: ТетраСистемс, 2010. – 208 с.
54. *Максимов М. Т.* Радиоактивные загрязнения и их измерение / М. Т. Максимов, Г. С. Оджагов. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 154 с.
55. *Маргулис У. Я.* Атомная энергетика и радиационная безопасность / У. Я. Маргулис. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 220 с.
56. *Малишева Л. Л.* Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану територій : [монографія] / Л. Л. Малишева. – К.: РВЦ “Київський університет”, 1997. – 264 с.
57. Методичні вказівки до практичних робіт студентів з дисципліни “Радіоекологія” напряму підготовки 6.070800 “Екологія та охорона навколишнього середовища” / укладач : Є. А. Іванов. – Львів : Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2010. – 48 с.
58. *Методичні рекомендації з дозиметричного контролю / Академія наук УРСР, Міністерство охорони здоров'я УРСР; Г. А. Косінов, Г. М. Коваль, О. А. Адаменко та ін.* – К.: Здоров'я, 1990. – 40 с.
59. *Меркулова С. В.* Радиационная экология : [учеб. пособие] / С. В. Меркулова, П. И. Меркулов, В. П. Ковшов. – Саранск: ООО “Издательский дом “Книга”, 2007. – 200 с.
60. *Мисковець І. Я.* Оцінка еколого-радіаційного стану території, забрудненої радіонуклідами / І. Я. Мисковець // Гідрометеорологія і охорона навколишнього середовища-2002 : [тези доповідей]. – Одеса: [б. в.], 2002. – С. 288–289.
61. *Москалев Ю. И.* Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений / Ю. И. Москалев. – М.: Медицина, 1991. – 464 с.
62. *Національна доповідь, розроблена відповідно до Об'єднаної Конвенції про безпеку поводження з від-*

- працюваням паливом та про безпеку поводження з радіоактивними відходами. – К.: [б. в.], 2003. – 95 с.
63. *Нейко Є. М.* Медико-геоекологічний аналіз стану довкілля як інструмент оцінки та контролю здоров'я населення / Є. М. Нейко, Г. І. Рудько, Н. І. Смоляр. – Івано-Франківськ – Львів: ЕКОР, 2001. – 350 с.
 64. *Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97).* – К., 1997. – 121 с.
 65. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99).* Санитарные правила СП 2.6.1.758-99. – М.: Минздрав России, 1999. – 130 с.
 66. *Огородніков А. В.* Притік радіонуклідів із річковими водами, питання балансу радіонуклідів та радіоактивне забруднення донних відкладів Київського водосховища / А. В. Огородніков // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : [наук. збірник]. – Київ–Луцьк: РВВ Луцького ДТУ, 2002. – Т. 4. – С. 145–151.
 67. *Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-72/87.* – М., 1988. – 38 с.
 68. *Пишенина Т. И.* Ионизирующее излучение. Нормирование. Контроль / Т. И. Пишенина. – Одесса: [б. и.], 1996. – 136 с.
 69. *Петин В. Г.* Малые дозы и проблема синергетического взаимодействия факторов окружающей среды / В. Г. Петин, Г. Л. Журавская, А. Г. Пантюхина, А. В. Рассохина // Радиационная биология. Радиозэкология. – 1999. – Т. 39. – № 1. – С. 113–126.
 70. *Переслегин С.* Мифы Чернобыля / С. Переслегин. – М.: Яуза, Эксмо, 2006. – 512 с.
 71. *Перцов Л. А.* Природная радиоактивность биосферы / Л. А. Перцов. – М.: Атомиздат, 1964. – 315 с.
 72. *Полетаєва Л. М.* Стан радіаційної небезпеки на Україні / Л. М. Полетаєва, Д. В. Корбан // Гідрометеорологія і охорона навколишнього середовища-2002 : [тези доповідей]. – Одеса: [б. в.], 2002. – С. 305–306.
 73. *Положенець В. М.* Виробництво екологічно чистої продукції в зоні, що постраждала від наслідків Черно-

- быльської катастрофи / В. М. Положенець // Екологічна безпека техногенно перевантажених регіонів та раціональне використання надр : [матер. наук.-практ. конф.]. – К.: [б. в.], 2001. – С. 192–196.
74. *Приставка П. О.* Інформаційна технологія візуалізації розподілу техногенних забруднень від хвостосховища радіоактивних відходів / П. О. Приставка, М. З. Серебряна, О. Л. Аніщенко // Регіональні екологічні проблеми : [зб. наук. праць]. – К.: Обрії, 2002. – С. 365–367.
 75. *Радиация. Дозы, эффекты, риск* / [пер. с англ.] – М.: Мир, 1990. – 79 с.
 76. *Радиозэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Том 1. Мониторинг радиоактивного загрязнения природных вод Украины.* – К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. – 310 с.
 77. *Радиозэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Том 2. Прогнозы загрязнения вод, оценки рисков водопользования и эффективности водоохраных контрмер для водных экосистем зоны влияния Чернобыльской аварии.* – К.: ВИПОЛ, 1998. – 278 с.
 78. *Радиометр бета-, гамма-излучения РКС-20.03 “Прип’ять”.* Паспорт Гд Б68.00.00.000 ПС, 1991. – 49 с.
 79. *Ромась М. І.* Оцінка впливу АЕС на водні ресурси / М. І. Ромась // Гідрометеорологія і охорона навколишнього середовища-2002 : [тези доповідей]. – Одеса: [б. в.], 2002. – С. 272–273.
 80. *Ромась М. І.* Вплив атомних електростанцій на якість поверхневих вод / М. І. Ромась, В. І. Пелешенко, С. О. Сілевич // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: [наук. збірник]. – Київ–Луцьк: РВВ Луцького ДТУ, 2002. – Т. 4. – С. 155–158.
 81. *Самойленко В. М.* Комплексне районування радіоактивно забруднених територій Полісся і півночі Лісостепу за гідрологічно-ландшафтними умовами та можливими радіоекологічними наслідками місцевого водоресурсокористування / В. М. Самойленко. – К.: Ніка-Центр, 1999. – 280 с.

82. Сапожников Ю. А. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика / Ю. А. Сапожников, Р. А. Алиев, С. Н. Калмыков. – М.: БИНОМ, Лаборатория знаний, 2006. – 286 с.
83. Сапожников Ю. А. Радиоэкология / Ю. А. Сапожников, С. С. Бердоносков // Химическая энциклопедия. – М.: БРЭ, 1995. – Т. 4. – С. 173.
84. Сахаров В. К. Радиоэкология: [учебник для ВУЗов] / В. К. Сахаров. – СПб: Лань, 2006. – 320 с.
85. Сельскохозяйственная радиоэкология. – М.: Экология, 1991. – 397 с.
86. Токсико-гигиеническая характеристика породы террикона шахты № 8 “Великомостовская”. – ЛОДНГМИ, Укрзападуголь, 1992. – 8 с.
87. Україна. Забруднення природного середовища. Масштаб 1 : 2 000 000 / В. А. Барановський. – К.: Укргеодезкартографія, 1996. – 5 к. (1 арк.).
88. Україна. Екологічна ситуація. Масштаб 1 : 2 000 000 / В. А. Барановський, Л. Г. Руденко, І. О. Горленко, В. П. Разов. – К.: Укргеодезкартографія, 1996. – 7 к. (1 арк.).
89. Україна. Радіаційна небезпека: Масштаби: 1 : 3 000 000; 1 : 7 000 000; 1 : 14 000 000 / В. А. Барановський та ін. – К.: ВЕЛ, 2004. – 6 к. (1 арк.).
90. Хільчевський В. К. Концептуальна модель міграції стронцію-90 в підземні і поверхневі води зони відчуження Чорнобильської АЕС / В. К. Хільчевський, С. М. Курило // Регіональні екологічні проблеми: [зб. наук. праць]. – К.: Обрії, 2002. – С. 32–34.
91. Холл Э. Дж. Радиация и жизнь / [под ред. Л. И. Ильина; Пер. с англ.]. – М.: Медицина, 1989. – 256 с.
92. Часников И. Я. Эхо ядерных взрывов / И. Я. Часников. – Алматы: [б. и.], 1996. – 98 с.
93. Чорнобиль і здоров'я України : [медико-екологічний атлас] / [В. О. Шевченко, В. А. Барановський, А. М. Молочко та ін.]. – К.: Зелений Світ, 1996. – 32 с.
94. Чорнобильська катастрофа / [за ред. В. Г. Бар'яхтара]. – К.: Наук. думка, 1996. – 576 с.
95. Шматков Г. Г. Вплив хвостосховища радіоактивних відходів на радіаційну обстановку і забруднення ґрунтів важкими металами в зоні спостереження / Г. Г. Шматков, О. Л. Аніщенко // Регіональні екологічні проблеми : [зб. наук. праць]. – К.: Обрії, 2002. – С. 244–245.
96. Штреффер К. Радиационная биохимия / К. Штреффер. – М.: Атомиздат, 1972. – 199 с.
97. Шубик В. М. Ионизирующие излучения и иммунитет / В. М. Шубик. – М.: Атомиздат, 1977. – 148 с.
98. Щеглов А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС / А. И. Щеглов. – М.: Наука, 1999. – 268 с.
99. Экологическая геология Украины : [справочное пособие]. – К.: Наук. думка, 1993. – 407 с.
100. Яблоков А. В. Миф о безопасности атомных энергетических установок : Атомная мифология / А. В. Яблоков. – М.: [б. и.], 2000. – 88 с.
101. Яблоков А. В. Миф о безопасности малых доз радиации : Атомная мифология / А. В. Яблоков. – М.: [б. и.], 2002. – 145 с.
102. Яблоков А. В. Миф о незначительности последствий Чернобыльской катастрофы : Атомная мифология / А. В. Яблоков. – М.: [б. и.], 2000. – 112 с.
103. Яблоков А. В. Миф о необходимости строительства АЭС : Атомная мифология / А. В. Яблоков. – М.: [б. и.], 2000. – 84 с.
104. Яблоков А. В. Миф об экологической чистоте атомной энергетики : Атомная мифология / А. В. Яблоков. – М.: [б. и.], 2001. – 136 с.
105. Яблоков А. В. Чернобыль : последствия катастрофы для человека и природы / А. В. Яблоков, В. Б. Нестеренко, А. В. Нестеренко. – СПб.: [б. и.], 2007. – 376 с.
106. Sokolov E. Change in ecology and biodiversity after a nuclear disaster in the Southern Urals / E. Sokolov, D. Krivolutsky. – Sofia: Pensoft, 1998. – 228 p.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ АДРЕС В ІНТЕРНЕТІ

1. <http://www.ic-chernobyl.kiev.ua> – Сайт Чорнобильського регіонального державного центру науково-технічної інформації (Україна).
2. <http://www.stopatom.slavutych.kiev.ua> – Неофіційний сайт “Чорнобиль. Правда про Чорнобиль” (Україна).
3. <http://www.snrcu.gov.ua> – Сайт Державного комітету ядерного регулювання України (Україна).
4. <http://mns.gov.ua> – Сайт Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи (Україна).
5. <http://www.energoatom.kiev.ua> – Сайт Національної атомної енерго-генеруючої компанії “Енергоатом” (Україна).
6. <http://www.kinr.kiev.ua> – Сайт Наукового центру “Інститут ядерних досліджень” Національної академії наук України (Україна).
7. <http://www.sstc.kiev.ua> – Сайт Державного науково-технічного центру з ядерної та радіаційної безпеки (Україна).
8. <http://user.adamant.net/~hydro> – Сайт Науково-дослідного центру радіогідрогеологічних полігонних досліджень (Україна).
9. <http://www.chornobyl.net/rus> – Сайт Славутицького відділення Чорнобильського центру з проблем ядерної безпеки, радіоактивних відходів та радіоекології (Україна).
10. <http://www.ecotest.ua/ua> – Сайт Компанії “ЕКОТЕСТ”. Прилади радіаційного контролю (Україна).
11. <http://www.koro.dp.ua> – Сайт Науково-технічного центру по дезактивації та комплексному веденню з радіоактивними відходами, речовинами та джерелами іонізуючого випромінювання (НТЦ КОРО) (Україна).
12. <http://www.insc.gov.ua/ukr> – Сайт Українського Міжнародного Центру ядерної безпеки (Україна).
13. <http://www.alpha2003.kiev.ua/> – Сайт навчальної програми “Радіація і життя” (Україна).

14. <http://www.greenparty.org.ua/ua> – Сайт Партії Зелених України (Україна).
15. <http://www.atomsafe.ru> – Сайт програми “Ядерна та радіаційна безпека” Міжнародного соціально-екологічного союзу та Центру екологічної політики Росії (Російська Федерація).
16. <http://antiatom.ru> – Сайт Незалежного інформаційно-аналітичного агенства, що підтримується Міжнародним соціально-екологічним союзом та Міжнародною екологічною групою “Екозахист” (Російська Федерація).
17. <http://nuclearno.ru> – Незалежний російський сайт ядерного нерозповсюдження при підтримці Громадського центру ядерного нерозповсюдження (Російська Федерація).
18. <http://www.energy.seu.ru> – Інформаційний сайт Центру ядерної екології та енергетичної політики Соціально-екологічного союзу Росії (Російська Федерація).
19. <http://informatom.ru> – Сайт Інформаційної асоціації підприємств атомної енергетики і промисловості “Інформ-атом” (Російська Федерація).
20. <http://www.greenpeace.ru/nuclear> – Сайт Грінпіс Росії. Сторінка “Ядерна компанія” (Російська Федерація).
21. <http://www.chernobyl.info/ru> – Сайт відомчих та незалежних організацій України, Білорусі і Росії, що активно приймають участь у подоланні наслідків Чорнобильської катастрофи.
22. <http://komchern.org.by/ru> – Сайт Білоруського комітету “Чорнобиль” з проблем катастрофи на ЧАЕС (Білорусь).
23. <http://www.chernobyl.by/ru> – Сайт Комітету з проблем наслідків катастрофи на Чорнобильській АЕС при Раді Міністрів Республіки Білорусь (Білорусь).
24. <http://greenfield.fortunecity.com> – Сайт Інституту радіаційної безпеки “Белрад” (Білорусь).
25. <http://www.nslr.ttu.edu/chernobyl/ukr.htm> – Чорнобильська сторінка Техаського технічного університету (США, на українській мові).
26. <http://www.un.org/russian/ha/chernobyl> – Офіційний сайт ООН з проблем Чорнобильської катастрофи (США, на російській мові).

27. <http://www.ieer.org> – Сайт Інституту досліджень енергетики та навколишнього середовища (IEER) (США, на російській мові).
28. <http://www.bullatomsci.org> – Світове наукове періодичне видання “Бюлетень дослідників атома” (США).
29. <http://www.iaea.org> – Сайт Міжнародного Агентства з ядерної енергії (МАГАТЕ) (Австрія).
30. <http://www.icrp.org> – Сайт Міжнародної комісії з радіаційного захисту (Швеція).

ДОДАТКИ

Додаток А

Основні терміни в радіаційній екології
(Батлук, 2009; Екологія..., 2001; Козлов, 1991; Норми..., 1998; Константинов, Журбенко, 2003 з доповненнями)

Аварійне опромінення – непередбачене підвищення дози опромінення персоналу або населення унаслідок радіаційної аварії.

Аварія радіаційна – незапланована подія на об’єкті з радіаційною чи радіаційно-ядерною технологією, яка виникає у випадку виконання двох необхідних і достатніх умов: втрати контролю над ядерною ланцюговою реакцією, реального (або потенційного) опромінення людей, зумовленого втратою контролю за джерелом іонізуючого випромінювання.

Активність радіаційна (радіоактивність) – величина, яка визначається відношенням кількості спонтанних перетворень ядер радіонуклідів dN за певний інтервал часу dt . Одиниця вимірювання – бекерель (Бк).

$$A = dN / dt. \quad (A.1)$$

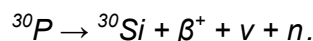
Альфа-випромінювання (α -випромінювання) – корпускулярне іонізуюче випромінювання, яке складається з альфа-часток (ядер гелію – двох протонів і двох нейтронів), що випромінюються під час радіоактивного розпаду чи при ядерних ланцюгових реакціях і перетвореннях. Воно виникає в трьох природних радіоактивних рядах. Альфа-частинки енергоємні (1–10 МеВ), але через роздрібність мають незначну проникну здатність та абсорбуються навіть аркушем паперу.

Атомна електрична станція (АЕС) – об’єкт з радіаційно-ядерною технологією, призначений для виробництва електричної енергії. Відомі різні види АЕС: *атомна станція* – підприємство, що використовує ядерні реактори для вироб-

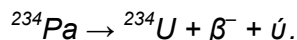
ництва електричної енергії; *атомна станція теплопостачання* – ядерний об'єкт, створений для постачання гарячої води; *атомна теплоелектроцентрально* – атомна станція, призначена для виробництва як теплової, так й електричної енергії.

Біологічний ланцюг – природні шляхи міграції радіоактивних речовин у екосистемах, що призводять до надходження їх із довкілля в живі організми.

Бета-випромінювання (β -випромінювання) – корпускулярне електронне або позитронне іонізуюче випромінювання з безперервним енергетичним спектром, що виникає під час перетворення ядер чи нестабільних часток атомів радіонуклідів (наприклад, нейтронів). Це також енергоємне випромінювання частинок (0,001 – 1,0 MeV). Під час бета-розпаду атомів вивільняються позитивні (випромінювання β^+) або негативні (випромінювання β^-) електрони. Протони ядра в ході радіоактивних перетворень розпадаються на нейтрон (n), позитрон (β^+) та *нейтрино* (ν), наприклад:



Нейтрони ядра можуть розпадатися на протони, електрони (β^-) та *антинейтрино* ($\bar{\nu}$):



Частинки ядра нейтрино та антинейтрино електрично не заряджені і біологічно не активні.

Використання ядерної енергії – це сукупність видів практичної діяльності, пов'язаних з використанням ядерних технологій, ядерних матеріалів, джерел іонізуючого випромінювання у науці, виробництві, медицині та інших галузях, а також видобуванням уранових руд та поводженням з радіоактивними відходами.

Внутрішнє опромінення – опромінювання тіла людини або окремих її органів і тканин від джерел іонізуючого випромінювання, що містяться в середині організму цієї людини.

Втручання – вид людської діяльності, спрямований на зниження чи запобігання некерованого і непередбаченого опромінення у випадку виникнення радіаційної аварії або хронічного впливу техногенно-підсилених джерел природного походження. Це система робіт, які спрямовані на зменшення існуючого рівня опромінення.

Газо-аерозольний викид – надходження в атмосферне повітря радіоактивних речовин з технологічних контурів та систем вентиляції АЕС та ядерних підприємств.

Гальмівне проміння – електромагнітне випромінювання, що виникає під час розсіювання (гальмування) швидких заряджених часток радіонуклідів (електронів і позитронів) у кулонівському полі. Воно використовується при гальмівному рентгенівському випромінюванні в рентгенівській трубці.

Гамма-випромінювання (γ -випромінювання) – короткохвильове електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі менше як 0,1 нм, що виникає в процесі розпаду радіоактивних ядер, їхнього переході із збудженого стану в основний, під час взаємодії швидких заряджених часток з речовиною тощо. Гамма-випромінювання має високу проникну здатність, а також пробіг і може, як і рентгенівське випромінювання, затримуватися свинцевими пластинками.

Генетичні наслідки опромінення – викликані опроміненням генні променеві ушкодження в організмі людини, які призводять до зміни в організмі його нащадків.

Гостра променева хвороба – променева хвороба, яка розвивається після дії гострого опромінення (для людини це дози, які перевищують 1 Гр).

Гостре опромінення – радіоактивне опромінювання, яке отримують однократно або за порівняно короткий проміжок часу, протягом якого не встигає змінитися існуючий стан екосистеми.

Джерело іонізуючого випромінювання – природний, природно-техногенний чи техногенний радіаційно-ядерний об'єкт, що містить радіоактивну речовину, або технічний пристрій, який створює або за певних умов здатний створювати іонізуюче випромінювання.

Дезактивація природна – це зменшення зараження радіоактивними речовинами унаслідок перетворення радіоізотопів, що розпадаються в стабільні.

Дезактивація штучна – полягає в очищенні заражених об'єктів від радіоактивних речовин шляхом їх видалення із зараженої поверхні.

Дезактивуючі речовини – речовини, які сприяють вилученню радіоактивних забруднень, підвищують ефективність процесу миття, комплексоутворення і розчинності, сорбції та іонного обміну.

Доза еквівалентна (H_T) – величина, яка визначається як добуток поглиненої дози D_T в окремому органі або тканині людини на радіаційний зважуючий чинник W_R . Одиниця еквівалентної дози в системі СІ – зіверт (Зв): 1 Зв = 100 бер.

$$H_T = D_T \times W_R. \quad (A.2)$$

Доза експозиційна – величина, яка визначає загальний обсяг випромінювання, що викликає іонізацію атмосферного повітря. Одиниця експозиційної дози в системі СІ – кулон на кілограм (Кл/кг).

Доза ефективна (E) – величина, яка дорівнює сумі добутоків еквівалентних доз H_T в окремих органах і тканинах людини на відповідні тканинні зважуючі чинники W_T :

$$E = \sum H_T \times W_T. \quad (A.3)$$

Доза колективна еквівалентна (ефективна) – сума індивідуальних еквівалентних (ефективних) доз опромінення певної групи населення за визначений період часу. Одиниця вимірювання – людино-зіверт (люд-Зв).

Доза повна (очікувана) колективна – сума індивідуальних еквівалентних ефективних доз опромінення, яку зазнає кілька поколінь від певного джерела іонізуючого випромінювання протягом всього часу його існування.

Доза поглинена (D_T) – величина, яка визначається як відношення середньої енергії d_e , що передана іонізуючим випромінюванням речовині в елементарному об'ємі, до

маси d_m речовини в цьому об'ємі. Одиниця вимірювання в системі СІ – грей (Гр):

$$D = d_e / d_m. \quad (A.4)$$

Доза радіаційна – кількість енергії, виділеної під час дії іонізуючого випромінювання, що викликає пошкодження в живих організмах.

Допустимий викид (ДВ) – регламентований максимальний рівень газо-аерозольного викиду, при якому сумарна річна ефективна доза розрахована для критичної групи населення. Не повинний перевищувати допустимого ліміту дози.

Допустимий рівень (ДР) – нормативний рівень надходження радіонуклідів в організм людини, а також концентрації радіонуклідів в атмосферному повітрі, воді, ґрунті за календарний рік, розрахований для нормальних умов опромінення із значень існуючих лімітів доз.

Електромагнітне випромінювання – сукупність усіх змінних станів електричного і магнітного полів, які поширюються у вигляді хвиль. До електромагнітного випромінювання належать ультрафіолетове і рентгенівське проміння та гамма-випромінювання.

Ефекти детерміністичні (нестохастичні) – ефекти радіаційного впливу, що виявляються тільки у випадку перевищення допустимого рівня, а тяжкість наслідків яких залежить від величини отриманої дози. Викликають гостру променеву хворобу, променеві опіки тощо.

Ефекти стохастичні – безпорогові ефекти радіаційного впливу, імовірність виникнення яких існує за будь-яких малих доз іонізуючого випромінювання та зростає із збільшенням дози. Відносна тяжкість виявлень опромінення від дози не залежить. До стохастичних ефектів належать злоякісні новоутворення (соматичні ефекти) та генетичні зміни, що передаються нащадкам (спадкові ефекти).

Захист фізичний – спільні заходи, спрямовані на захист людини від дії потоків іонізуючого випромінювання.

Захист хімічний і біологічний – шляхи підвищення стійкості організму людини до дії іонізуючого випромінювання.

Захоронення радіоактивних відходів – розміщення радіоактивно збагачених та забруднених відходів у радіаційно-ядерному об'єкті (сховищі), призначеному для зберігання радіонуклідів, без наміру їхнього подальшого використання.

Зовнішнє опромінення – опромінювання об'єкта (людини чи біоти) від джерел іонізуючого випромінювання, яке знаходиться поза цим об'єктом.

Зона аварії (відчуження) – територія, яка залежно від масштабів радіаційної аварії потребує планування, часом закриття та проведення певних реабілітаційних і оптимізаційних заходів. Межі зони аварії у кожному конкретному випадку визначаються органами Державної влади України. У 1986 р. навколо Чорнобильської АЕС створена 30-кілометрова зона відчуження.

Ізотопи – атоми хімічних елементів, що мають ядра з однаковим числом протонів, але різною кількістю нейтронів. Відрізняються за загальною кількістю частинок у ядрі.

Ізотопи радіоактивні (радіоізотопи) – радіоактивні атоми з однаковою кількістю протонів у ядрі, наприклад радіоактивні ізотопи йоду – ^{125}J , ^{127}J , ^{129}J , ^{131}J , ^{132}J , ^{133}J і т. д.

Іонізуюче випромінювання – електромагнітне або корпускулярне випромінювання, яке, взаємодіючи з речовиною, безпосередньо або опосередковано викликає іонізацію та збудження її атомів і молекул.

Категорія А (спеціальний персонал) – особи з числа персоналу, які постійно чи тимчасово працюють безпосередньо з джерелами іонізуючого випромінювання.

Категорія Б (додатковий персонал) – обмежена частина населення (особи, які безпосередньо не працюють з джерелами іонізуючого випромінювання, проте за умовами проживання чи розташування робочих місць можуть піддаватися опроміненню).

Категорія В – решта населення, крім персоналу категорії А і Б.

Коефіцієнт послаблення дії радіації – величина, яка показує, у скільки разів та чи інша перешкода (захисний екран) послаблює дію радіації.

Коефіцієнт якості випромінювання – величина співвідношення екологічного ефекту певного виду іонізуючого випромінювання відрізняється від такої ж дії гамма-випромінювання.

Контроль дозиметричний (радіаційно-екологічний) – система вимірювань та розрахунків, спрямована на оцінку доз опромінення окремих осіб або груп людей, а також радіаційного стану навколишнього природного середовища.

Корпускулярне випромінювання – потік часток радіонуклідів, які мають ненульове значення маси спокою. До корпускулярного випромінювання відносять потоки елементарних частинок атому (електронів, протонів, нейтронів), а також ядер різних хімічних елементів.

Космогенні радіонукліди – радіонукліди, які виникають унаслідок ядерної реакції між ядрами хімічних елементів земного походження й частинками космічних променів.

Критична група – певна частина населення, яка за місцем проживання, за своїми статеві-віковими, соціально-професійними та іншими ознаками зазнає чи може зазнавати найбільші рівні опромінення від певного джерела іонізуючого випромінювання.

Латентний (прихований) період – можливість виявлення дії опромінення на екосистемі чи людину через певний час, іноді навіть через десятки років.

Ліміт дози – основний радіаційно-гігієнічний норматив, метою якого є обмеження опромінення екосистем чи населення від техногенних джерел іонізуючого випромінювання.

Медичне опромінення – опромінення людини (пацієнтів) унаслідок медичних рентгенологічних обстежень чи лікування.

Мінімальна абсолютна смертельна доза (МАСД) – величина, яка характеризує граничні можливості захисних механізмів організму людини протистояти пошкодженню, що завдає радіація. На сьогодні вона дорівнює 600 рад.

Моніторинг радіаційно-екологічний – система визначення вмісту радіонуклідів у компонентах навколишнього природного середовища, доз опромінення населення та їхнє прогнозування з метою здобуття достовірної інфор-

мації про радіаційну ситуацію певного регіону чи країни. Потрібний для прийняття рішень щодо необхідності оптимізаційного втручання та визначення його форми, масштабу та тривалості.

Надходження інгаляційне – проникнення радіоактивних речовин через дихальну систему, систему травлення та шкіру людини.

Надходження пероральне – проникнення радіоактивних речовин у систему травлення через ротову порожнину людини.

Напівлетальна доза – отримана населенням доза, внаслідок чого протягом 30 діб гине 50 % людей, які зазнали однократного опромінення, що становить 300–500 рад.

Нейтронне випромінювання – це випромінювання частинок з різною енергією. Воно в діапазоні природної радіоактивності не відоме, оскільки нейтрони уловлюються атомними ядрами, що потім як радіонукліди через розпад ядра вступають у реакцію (нейтрон – фотон (γ -квант) – ланцюжкова реакція). Вільні нейтрони з періодом напіврозпаду від 1 с до кількох хвилин нестабільні. За швидкістю розрізняють повільні нейтрони (10 еВ), середньої швидкості ($10 - 10^5$ еВ) та швидкі нейтрони (від 0,1 МеВ). Швидкі нейтрони виникають під час розщеплення ядер.

Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) – основний державний документ, що встановлює систему радіаційно-гігієнічних принципів, критеріїв і правил з метою забезпечення встановлених рівнів забруднення довкілля та опромінення населення в Україні.

Опромінення – вплив на людину чи біоту іонізуючого випромінювання від джерел, що знаходяться поза організмом (зовнішнє опромінення) або від джерел, які містяться всередині організму (внутрішнє опромінення).

Період напіввиведення – час, протягом якого активність радіонуклідів в організмі людини або певній його частині зменшується удвічі в результаті дії екологічних процесів та шляхом радіоактивного розпаду радіонукліда.

Період напіврозпаду – характеристика процесу радіоактивного розпаду, що відповідає часу, протягом якого

кількість ядер певного радіонукліду унаслідок спонтанних ядерних перетворень зменшується удвічі.

Питома радіоактивність – показник радіаційної безпеки будь-якого матеріалу під час здійснення радіаційно-екологічного контролю, використовується як основний критерій радіаційної забрудненості продуктів харчування, питної води, ґрунту, будівельних матеріалів, сировини і продукції промислових підприємств. Виділяють масову та об'ємну питоми радіоактивності.

Питома радіоактивність масова – величина, яка визначається як відношення кількості розпадів за секунду до одиниці маси (кг) радіоактивної речовини. Одиниця вимірювання – Бк/кг (Ки/кг).

Питома радіоактивність об'ємна – величина, яка визначається як відношення кількості розпадів за секунду до одиниці об'єму радіоактивної речовини. Одиниця вимірювання – Бк/дм³ або Бк/м³ (Ки/дм³ або Ки/м³).

Поводження з радіоактивними відходами – всі види практичної діяльності (у тому числі діяльність, пов'язану із виведенням радіаційно-ядерного об'єкта з експлуатації), що стосуються видобутку, збагачення, перевезення, зберігання чи захоронення радіоактивних відходів.

Потужність дози – величина, що дорівнює дозі радіації, яка отримана будь-якою речовиною за одиницю часу.

Практична діяльність – процес поводження зі штучними джерелами іонізуючого випромінювання, спрямований на досягнення матеріальної або іншої вигоди, що призводить або може призвести до передбаченого та контролюваного збільшення дози опромінення.

Природна радіація – опромінення, що створюється космічними променями та земними радіонуклідами за винятком техногенно-підсилених джерел природного походження.

Природний радіаційний фон – іонізуюче випромінювання, яке складається з космогенних радіонуклідів та природно розподілених радіоактивних речовин (на земній поверхні, в атмосферному повітрі, продуктах харчування, воді тощо).

Природні радіаційно-екологічні аномалії – території з підвищеною концентрацією природної радіації у довкіллі. В Україні природні аномалії (уранові, радонові, торієві) виявлені в межах Українського кристалічного щита.

Пролонговане опромінення – радіоактивне опромінення екосистеми чи людини, коли дозу отримують за час, який значно перевищує тривалість гострого опромінення. Під час пролонгованого опромінення стан екосистеми та людини може істотно змінюватися.

Променева хвороба – загальне захворювання зі специфічними симптомами, яке розвивається унаслідок променевого ураження радіацією.

Радіаційна безпека – стан техногенних радіаційно-ядерних об'єктів та навколишнього природного середовища, що забезпечує неперевищення основних дозових лімітів, будь-яке невиправдане опромінення та зменшення радіаційних доз персоналу і населення.

Радіаційна генетика – самостійний науковий напрям або розділ радіаційної екології, який вивчає механізми виникнення генетичних, спадкових змін й мутацій унаслідок опромінення клітин, процеси їхнього збереження, перетворення тощо.

Радіаційна географія – самостійний науковий напрям або розділ радіаційної екології, який розглядає питання просторового розміщення джерел іонізуючого випромінювання, вивчає особливості радіаційної ситуації в екосистемах локального, регіонального і глобального рівнів.

Радіаційна фізика – самостійний науковий напрям або розділ радіаційної екології, який досліджує процеси передачі енергії іонізуючого випромінювання на рівні атомів і молекул.

Радіаційна хімія – самостійний науковий напрям або розділ радіаційної екології, який вивчає властивості різних хімічних форм і сполук, що виникають унаслідок дії іонізуючого випромінювання із речовинами та особливості їхніх хімічних перетворень.

Радіаційне поле – ареал, у межах якого за допомогою дозиметричного контролю реєструється підвищений рівень іонізуючого випромінювання.

Радіаційний захист – сукупність радіаційно-гігієнічних, проектно-конструкторських, технічних та організаційних заходів, спрямованих на забезпечення радіаційної безпеки.

Радіаційний зважувальний чинник (W_R) – коефіцієнт, який враховує відносну екологічну інтенсивність дії різних видів іонізуючого випромінювання. Використовується для розрахунку ефективної та еквівалентної доз. Значення радіаційного зважувального чинника для фотонів дорівнює 1, електронів і мюонів – 1, протонів – 5, нейтронів – 5–20, важких ядер (2 протони і 2 електрони) – 20.

Радіаційний ризик – імовірність того, що у людини внаслідок опромінення виникне певний стохастичний ефект. Визначається числом випадків опромінення на певну кількість населення.

Радіоактивні відходи – матеріальні об'єкти та субстанції, активність радіонуклідів або радіоактивне забруднення яких перевищує межі, встановлені діючими нормами радіаційної безпеки.

Радіаційний чинник – будь-який тип радіаційного впливу, який призводить чи може призвести до опромінення людини або радіоактивного забруднення навколишнього природного середовища.

Радіоактивне забруднення – наявність або процес поширення радіоактивних речовин у межах радіаційного поля в обсягах, які перевищують їхній природний вміст у довкіллі.

Радіоактивний розпад – процес перетворення одних нестабільних радіонуклідів у інші. Відомі різні види радіаційного розпаду (випромінювання): альфа-, бета- і гамма-розпад.

Радіоактивно забруднені землі – землі, які потребують проведення заходів радіаційного захисту та інших спеціальних втручань, спрямованих на обмеження додаткового опромінення, зумовленого катастрофою на АЕС або іншому радіаційно-ядерному об'єкті, і забезпечення нормальної практичної й господарської діяльності.

Радіоактивно небезпечні землі – землі, на яких неможливе подальше проживання населення, одержання

сільськогосподарської та іншої продукції, продуктів харчування, що відповідають державним та міжнародним припустимим рівням вмісту радіоактивних речовин, або які недоцільно використовувати за екологічними умовами.

Радіоактивності явище – властивість радіоактивних елементів спонтанно перетворюватися в атом іншого радіонукліду внаслідок переходу його ядра з одного енергетичного стану в інший, що супроводжується іонізуючим випромінюванням.

Радіобіологія (радіаційна біологія) – самостійний науковий напрям або розділ радіаційної екології, який вивчає дію іонізуючого випромінювання на біоценози різних рівнів, у тому числі на тваринні і рослинні угруповання та людину.

Радіобіологічний (радіаційно-біологічний) ефект – відповідна реакція живої клітини або цілого організму на його опромінення. Виділяють детерміністичні й стохастичні радіаційно-біологічні ефекти: радіостійкість, радіочутливість, метаболічну виживаність, системні радіаційно-біохімічні перетворення і модифікації на рівнях ДНК, РНК, клітин і організмів.

Радіаційна екологія (радіоекологія) – науковий напрям в екології, що досліджує різноманітні аспекти дії іонізуючого випромінювання на екосистеми.

Радіаційно-екологічний контроль – контроль за дотриманням норм радіаційної безпеки та іншими джерелами іонізуючого випромінювання, а також здобуття інформації про рівні опромінення людей і про радіаційну обстановку в установах та природному середовищі.

Радіонуклід – радіоактивний атом з певним масовим числом та атомним номером (^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs та ін.). Радіонукліди одного й того ж хімічного елемента вважаються його радіоактивними ізотопами.

Рентгенівське проміння – електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі 0,01–50 нм. Виникає під час гальмування швидких електронів у речовині (безперервний спектр) або в процесі переходу електронів із зовнішніх електронних оболонок атому на внутрішні (лінійчастий спектр). Рентгенівське проміння включає також ділянку енергії гамма-випромінювання. Якщо атомне ядро уловлює власні

(здебільшого внутрішні) електрони, тоді надлишкова енергія випускається як рентгенівське проміння, причому одночасно вивільняється один протон (p), наприклад:



Джерелами проміння є рентгенівська трубка, деякі радіоактивні ізотопи, прискорювачі та накопичувачі електронів.

Синергізм дії радіації – явище, яке полягає в екологічному ефекті багаторазового підсилення радіоактивного забруднення під час його дії одночасно з хімічним і фізичним забрудненнями.

Техногенно-підсилені джерела природного походження – джерела іонізуючого випромінювання природного походження, які в результаті промислової діяльності людини накопичувались у сховищах або збільшувалась їхня доступність у кар'єрах, унаслідок чого утворилося додаткове до природного радіаційного фону опромінення.

Тканинний зважувальний чинник (W_T) – коефіцієнт, який відбиває відносний стохастичний ризик опромінення окремої тканини чи органу людини. Використовується винятково для розрахунку ефективної дози. Значення тканинного зважувального чинника для шкіри і кісток дорівнює 0,01; стравоходу, печінки, молочної і щитовидної залоз, сечового міхура – 0,05; шлунку, легенів, товстої кишки і кісткового мозку – 0,12.

Ультрафіолетове проміння – електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі 50–400 нм. Має природне походження і надходить на земну поверхню від Сонця й космічного простору. Потужність ультрафіолетового проміння збільшується разом зі зменшенням потужності захисного озонового шару і появою озонових “дір”.

Фонове опромінення – опромінювання від джерел іонізуючого випромінювання, що створюють природний радіаційний фон.

Хронічне опромінення – радіоактивне опромінювання упродовж усього часу існування певної екосистеми.

Ядерні установки – об'єкти з виробництва ядерного палива, ядерні реактори, які містять критичні та підкритичні

збірки; дослідницькі реактори; атомні електростанції; підприємства й установи, які збагачують та переробляють паливо, а також сховища відпрацьованого палива.

Ядерний матеріал – будь-який спеціально збагачений радіоактивний матеріал, якій піддається розщепленню з виділенням енергії. Переважно це ядерне паливо, за винятком природного урану і збідненого урану, яке може виділяти енергію шляхом ланцюгового процесу ядерного поділу, та радіоактивні продукти і відходи, за винятком невеликої кількості радіоактивних продуктів, радіоактивних відходів та ядерного палива, що встановлюються нормами, правилами і стандартами з ядерної та радіаційної безпеки.

Ядерний паливний цикл – послідовність виробничих процесів, які повторюються, починаючи від видобування, перероблення та збагачення палива до видалення й зберігання радіоактивних відходів.

Додаток Б

Характеристика сучасних дозиметрів-радіометрів
(<http://www.koro.dp.ua>; <http://www.ecotest.ua>;
<http://www.mydozimetr.ru/>)

За технічними та конструктивними характеристиками радіометричні прилади поділяються на (Константинов, Журбенко, 2003):

- **кишенькові** – для індивідуального дозиметричного контролю стану складових навколишнього природного середовища, продуктів харчування, будівельних матеріалів тощо (індикатори радіоактивності);
- **переносні** – для групового дозиметричного контролю, визначення радіоактивності та її питомої величини на природних та техногенних об'єктах, визначення ступеня радіоактивного забруднення та ін.;
- **стаціонарні установки** – для безперервного дозиметричного контролю в радіаційно небезпечних місцях, визначення питомої масової частки або об'ємної активності проби ґрунту, рослинності, води, продуктів харчування тощо.

Дозиметри гамма-випромінювання серії ДКГ-01Д “Гарант”, ДКГ-02У “Арбітр”, ДКГ-03Д “Грач”

Дозиметри цієї серії – нові недорогі професійні мікропроцесорні прилади з високою чутливістю. Компактність, висока точність результатів вимірювання дають можливість застосовувати радіометрів для виконання широкого кола завдань як науково-дослідні та персональні дозиметри. З допомогою цих приладів одночасно вимірюють потужність еквівалентної дози гамма-випромінювання і здійснюють пошук джерел іонізуючого випромінювання. Діапазон промірів охоплює від 0,1 до 3 100 мкЗв/год, є можливість цифрової і звукової індикації, а також роботи у навушниках. Їхня маса переважно не перевищує 0,2 кг і працюють від акумуляторів (3–9 Вт).

Дозиметри гамма- та бета-випромінювання серії SOEKS, ДБГ-01Н, “Еколог”

Це сучасні, надійні й недорогі прилади для виявлення радіаційної небезпеки, які призначені для споживачів, що володіють знаннями на побутовому рівні. Дозиметри дають змогу визначати джерела радіоактивного забруднення навколишнього природного середовища та оцінювати рівень потужності еквівалентної дози.

Дозиметри рентгенівського та гамма-випромінювання серії EL-1101, EL-1103, EL-1119

Дозиметри, які вимірюють параметри рентгенівського та гамма-випромінювання у широкому діапазоні значень від 5 мкР/год до 1000 Р/год. Виконані на сучасній елементній базі з мікропроцесорним керуванням, зберігають у пам'яті близько 100 результатів вимірів, що через інтерфейс можуть бути передані ПЕОМ. Радіометри мають звукову та світлову сигналізацію, яка сповіщає про перевищення встановлених порогів щодо потужності дози та постійно індукує на табло результат виміру та його статистичну похибку. Призначені для вимірювання потужностей еквівалентної, поглиненої та експозиційної дози рентгенівського та гамма-випроміню-

вання. Здатні працювати з подовженою штангою для вимірювання у важкодоступних місцях, працюють від акумуляторів (12 Вт) та електромережі. Маса дозиметрів з блоком живлення та зарядження акумуляторів не перевищує 3 кг.

Дозиметр альфа- та бета-випромінювання УМФ–2000

У низькофоновому дозиметрі вперше застосований напівпровідниковий кремнієвий детектор, який водночас реєструє активність альфа- та бета-випромінювання. Захищений від зовнішнього фону, в тому числі й космічного проміння. Діапазон вимірюваних активностей альфа- та бета-проміння від 0,01 до 1000 Бк. Радіометр дає змогу визначати радіоактивність ^{210}Po і ^{210}Pb у поверхневих, ґрунтових та підземних водах і ґрунтах. Маса дозиметра не перевищує 26 кг.

Дозиметр рентгенівського випромінювання ДРК–1

Розроблений відповідно до міжнародних правил, які визначають вимоги на дозиметри для вимірювання дозового навантаження на пацієнтів медичних закладів при променевої діагностиці та інших видах рентгенодіагностичних процедур. Діапазон реєструє поглинену дозу на площі від 1 до 104 сГр $\times$ см². Працює від акумулятора (40 Вт), маса не перевищує 4,2 кг.

Радоновий дозиметр “РГА–09М”

Дозиметр призначений для вимірювання об’ємної активності природних радіоактивних аерозолів (продуктів розпаду) радону-222 та визначення еквівалентної об’ємної активності радону і торону в атмосферному повітрі. Застосовується на підприємствах, зокрема, ядерно-паливного циклу, вуглевидобувної і гірничорудної промисловості. Діапазон визначень від 5 до 105 Бк $\times$ м³. У радіометрі передбачена можливість зберігання для понад 100 результатів промірів.

Додаток В

Атомна енергетика у світі станом на 2010 р. (дані з сайту wikipedia.org)

№ з/п	Країна	Кількість діючих станцій	Кількість діючих реакторів	Повна потужність усіх АЕС, ГВт	Частка виробництва від загальної, %
1.	Франція	19	58	63,1	74,1
2.	Словаччина	2	4	1,8	51,8
3.	Бельгія	2	7	5,9	51,2
4.	Україна	4	15	13,1	48,1
5.	Угорщина	1	4	1,9	42,1
6.	Вірменія	1	2	0,4	39,4
7.	Швеція	3	10	9,3	38,1
8.	Швейцарія	4	5	3,3	38,0
9.	Словенія	1	1	0,7	37,3
10.	Чехія	2	6	3,7	33,3
11.	Болгарія	1	2	1,9	33,1
12.	Південна	5	21	18,7	32,2
13.	Японія	17	50	44,1	29,2
14.	Німеччина	12	17	20,5	28,4
15.	Фінляндія	2	4	2,7	28,4
16.	Іспанія	6	8	7,5	20,1
17.	США	66	104	101,2	19,6
18.	Румунія	1	2	1,3	19,5
19.	Тайвань	3	6	4,9	19,3
20.	Росія	10	32	12,6	17,1
21.	Великобритан	9	18	10,1	15,6
22.	Канада	5	18	12,6	15,1
23.	Аргентина	2	2	0,9	5,9
24.	ПАР	1	2	1,8	5,2
25.	Мексика	1	2	1,3	3,6
26.	Нідерланди	1	1	0,5	3,4
27.	Бразилія	1	2	1,9	3,1
28.	Індія	5	20	4,4	2,9
29.	Пакистан	2	3	0,4	2,6
30.	Китай	4	14	11,1	1,8
	Разом	194	439	374,1	–

Додаток Г

Легенда до ландшафтно-радіогеохімічної картосхеми терикону шахти “Візейська”

Місцевість: А. Слабодреневані межиріччя з озерно-льодовиковими пониженнями, складені малопотужними флювіогляціальними і давньоозерними супіссями з лучно-болотною рослинністю на торфово-болотних ґрунтах і торфовищах, частково осушені.

Урочища: 1) рівні і слабовігнуті поверхні з лучною і чагарниковою рослинністю на торфово-болотних ґрунтах; 2) рівні поверхні з вільшаниками і вторинними луками на торфово-болотних ґрунтах; 3) слабовігнуті пониження з болотною рослинністю на торфовищах.

Антропогенна місцевість: Б. Крутосхилий антропогенний горб, складений крейдовими і кам'яновугільними піщовиково-аргілітово-алевролітовими відкладами з деревною (вільхово-сосново-березовою) та лучною рослинністю на несформованих техногенних ґрунтах.

Антропогенні стрії: I. Горбисті сильнорозчленовані поверхні і круті схили, складені червоними аргілітами і алевролітами з численними мергелево-крейдовими прошарками з розрідженою деревною (сосново-березовою), чагарниковою і трав'яною рослинністю. II. Піднесені горбисті поверхні у поєднанні з дуже крутими ступінчастими схилами, складені чорними вугільними сланцями, сірими піщовиками та прошарками червоних аргілітів, що перекриті шаром піску з елементами трав'яної рослинності. III. Рівні і горбисті поверхні, які обмежені дуже крутими схилами, складені чорними вугільними сланцями і вугіллям без ознак рослинності. IV. Хвилясті поверхні, складені чорними та червоними аргілітами й алевролітами з елементами трав'яної рослинності. V. Горбисті поверхні, складені відходами вуглезбагачення і вугіллям без ознак рослинності. VI. Дуже круті схили, складені чорними аргілітами, чорними вугільними сланцями, вугіллям та іншими відходами вуглезбагачення, що перекриті шаром піску без ознак рослинності.

Антропогенні урочища, що формуються на: 4) закам'янілих вершинах; 5) закам'янілих спади́стих і дуже крутих схилах; 6) закам'янілих ступінчастих сильноспади́стих схилах; 7) закам'янілих рівних поверхнях; 8) пологих схилах; 9) спади́стих схилах; 10) сильноспади́стих схилах; 11) крутих схилах; 12) дуже крутих схилах; 13) кар'єрних нішах; 14) рівних поверхнях; 15) горбистих поверхнях.

Межі: ' \ - місцевостей; ~ - стрій; ~ - урочищ.

Додаток Д

Міжнародна шкала ядерних подій (Норми..., 1997)

Розроблена Міжнародним агентством з атомної енергетики (Відень, Австрія) та Агентством з ядерної енергетики Організації Економічного Співтовариства (Париж, Франція) з метою оперативного повідомлення населення про значимість ядерних подій з погляду радіаційної безпеки



Стан забруднення довкілля у результаті радіаційної аварії чи події:

0 рівня – відсутнє	4 рівня – середнє, тривале
1 рівня – малоімовірне, короткотривале	5 рівня – сильне, тривале
2 рівня – дуже слабе, короткотривале	6 рівня – дуже сильне, довготривале
3 рівня – слабе, короткотривале	7 рівня – катастрофічне, довготривале

Додаток Е

**Класифікація радіаційних аварій і подій
(Норми..., 1997 з доповненнями)**

Рівень	Тип	Критерій	Приклади
7	Велика аварія (катастрофа)	Зовнішній викид більшої частини радіоактивного матеріалу з ядерної установки чи реактора, еквівалентний десяткам тисяч терабеккерелей ^{131}J . Такий викид призводить до глобальних довгострокових екологічних порушень, гострого впливу на здоров'я людей у більшості екосистем, які охоплюють площу декількох країн	Чорнобильська АЕС, 1986 р., Україна; АЕС Фукусіма-1, 2011 р., Японія
6	Серйозна аварія	Зовнішній викид радіоактивних матеріалів, еквівалентний тисячам – десяткам тисяч терабеккерелей ^{131}J . Такий викид призводить до значних екологічних порушень, негативного впливу на здоров'я людей певної країни чи регіону	Завод з переробки ядерного палива у Киштімі, 1957 р., Росія
5	Аварія, спричинена ризиком за межами ядерного об'єкта	Зовнішній викид радіоактивних матеріалів, еквівалентний сотням або тисячам терабеккерелей ^{131}J . Такий викид призводить до локальних екологічних наслідків і впливу на здоров'я людей навколо ядерного об'єкта. Серйозне пошкодження ядерної установки або реактора.	Реактор на заводі в Уіндскейлі, 1957 р., Великобританія АЕС Три-Майл Айленд, 1979 р., США
4	Аварія, що не пов'язана зі значним ризиком за межами ядерного об'єкта	Зовнішній викид радіоактивності, що призводить до дози опромінення для найбільш постраждалих осіб за межами ядерного об'єкта близько декількох мілізіверт	Завод з переробки ядерного палива в Уіндскейлі, 1973 р., Великобританія

Закінчення дод. Е

		Значне пошкодження ядерної установки або реактора. Опромінення одного чи декількох осіб персоналу з високою імовірністю передчасної смерті	АЕС Сен-Лоран, 1980 р., Франція
3	Серйозний інцидент	Зовнішній викид радіоактивності, що призводить до дози опромінення для найбільш постраждалих осіб за межами ядерного об'єкта близько десятих часток мілізіверт. Подія на майданчику, яка спричиняє значні дози опромінення персоналу, чи подія, що викликає серйозне забруднення, проте радіоактивний матеріал може бути повернений до відповідної зони зберігання. Інциденти, у випадку яких подальша відмова системи безпеки може призвести до аварії	АЕС Вандельос, 1989 р., Іспанія
2	Інцидент	Подія, що призводить до опромінення персоналу, яке значно перевищує встановлений річний ліміт, чи подія, що викликає втрату значних кількостей радіоактивності в зонах ядерного об'єкта, не призначених для цього за проектом. Інциденти, що супроводжуються відмовою деяких приладів забезпечення радіаційної безпеки	
1	Аномалія	Нестандартна ситуація, що виходить за межі встановленого режиму експлуатації ядерного об'єкта. Вона зумовлена відмовою обладнання, помилкою людини чи хибним виконанням процедур	
0	Відхилення	Нестандартна ситуація, яка немає значення з погляду радіаційної безпеки	

Додаток Є

Умовні позначення до карт із маршрутами вимірювання рівня іонізуючого випромінювання

- 16 – точки вимірювання потужності гамма-випромінювання та їхній порядковий номер;
 ▲
 17 – точки вимірювання потужності гамма-випромінювання й щільності бета-частинок та їхній порядковий номер;
 ⊗
 – – – – маршрут проведення радіаційного контролю.

Додаток Ж

Вихідні дані розрахунку внутрішнього опромінення працівника

Варіанти	Радіонуклід	Критичний орган
1, 9, 17, 25	Фосфор-32	Печінка
2, 10, 18, 26	Калій-42	Селезінка
3, 11, 19, 27	Калій-42	М'язова тканина
4, 12, 20, 28	Цирконій-95	Нирки
5, 13, 21, 29	Цезій-137	Легені
6, 14, 22, 30	Полоній-210	Нирки
7, 15, 23, 31	Полоній-210	Печінка
8, 16, 24, 32	Полоній-210	Селезінка

Додаток З

Вихідні дані для визначення ефективної еквівалентної дози населення

Показники	Остання цифра номера залікової книжки									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Щільність забруднення ґрунту, Кі/км²										
Цезієм	10	5,2	8,5	3,7	0,25	0,8	0,9	0,1	0,12	0,2
Стронцієм	1	0,01	0,1	0,05	0,05	0,1	0,02	0,04	0,03	0,1
Плутонієм	0,1	1,0	0,005	0,2	0,05	0,02	0,1	0,3	0,4	0,02
Показники	Передостання цифра номера залікової книжки									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Рівень забруднення продукції, у відповідних одиницях										
Молоко, нКі/дм ³	30	10	100	70	80	30	40	50	20	60
Картопля, нКі/кг	50	50	100	15	0,5	10	10	20	80	18

Додаток К

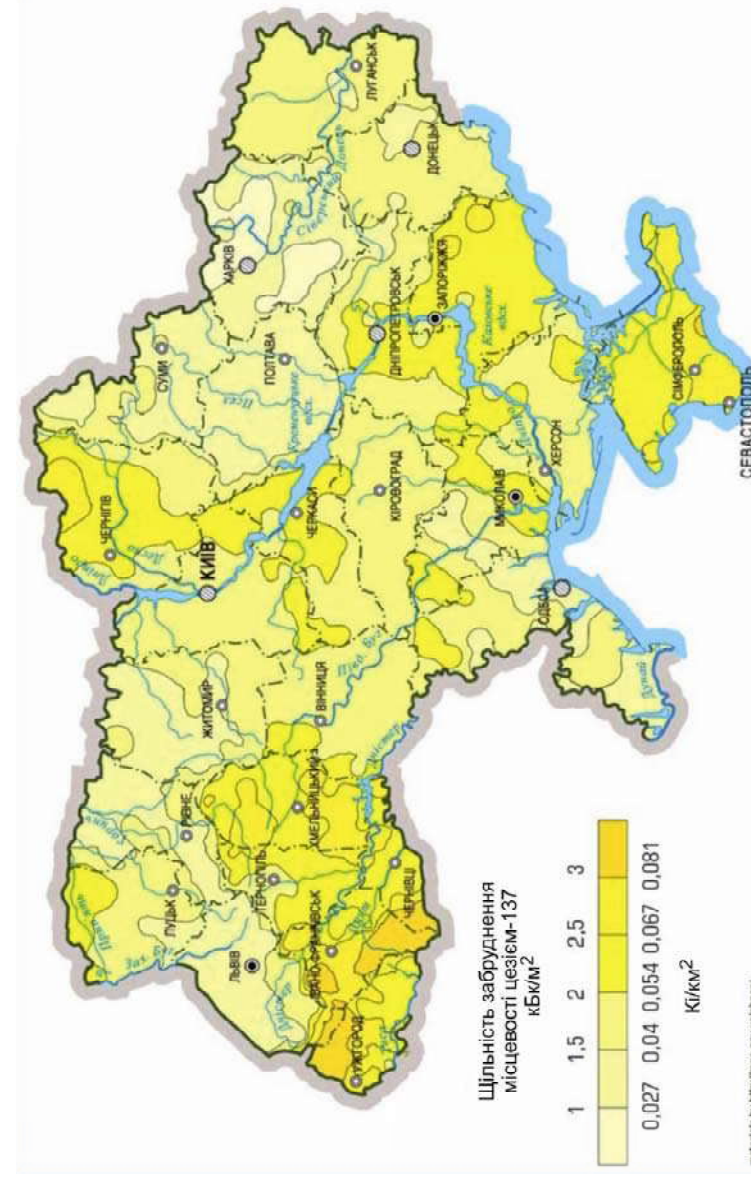
Вихідні дані для розрахунок річної ефективної внутрішньої дози опромінення людини

Варіанти	Тип ґрунту	Щільність забруднення, КБк/м ²	Обсяги споживання			
			молоко, дм ³	картопля, кг	м'ясо, кг	гриби, кг
1, 20	Чорноземи	100	350	200	25	2
2, 21	Сірі опідзолені	50	300	220	22	3
3, 22	Дерново підзолисті	80	320	210	20	1
4, 23	Торфові	60	280	180	18	4
5, 24	Чорноземи	80	300	240	15	–
6, 25	Сірі опідзолені	40	290	190	–	2
7, 26	Дерново підзолисті	120	340	170	5	2
8, 27	Торфові	80	270	230	14	1
9, 28	Чорноземи	100	310	180	20	–
10, 29	Сірі опідзолені	110	330	200	19	–
11, 30	Дерново підзолисті	70	340	220	–	2
12, 31	Торфові	50	300	230	3	–
13, 32	Чорноземи	90	280	240	2	2
14, 33	Сірі опідзолені	60	360	180	15	1
15, 34	Дерново підзолисті	100	350	160	–	3
16, 35	Торфові	150	250	130	6	2
17, 36	Чорноземи	110	270	100	8	1
18, 37	Сірі опідзолені	80	200	110	–	4
19, 38	Дерново підзолисті	90	250	150	11	–

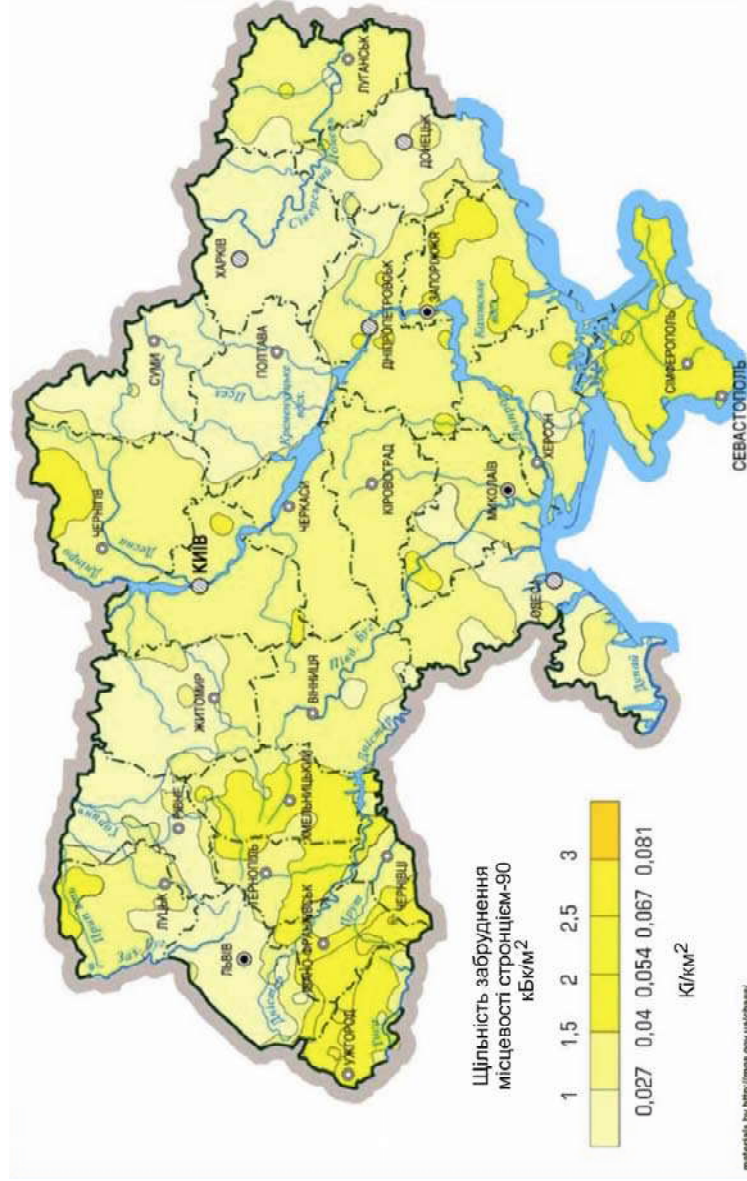




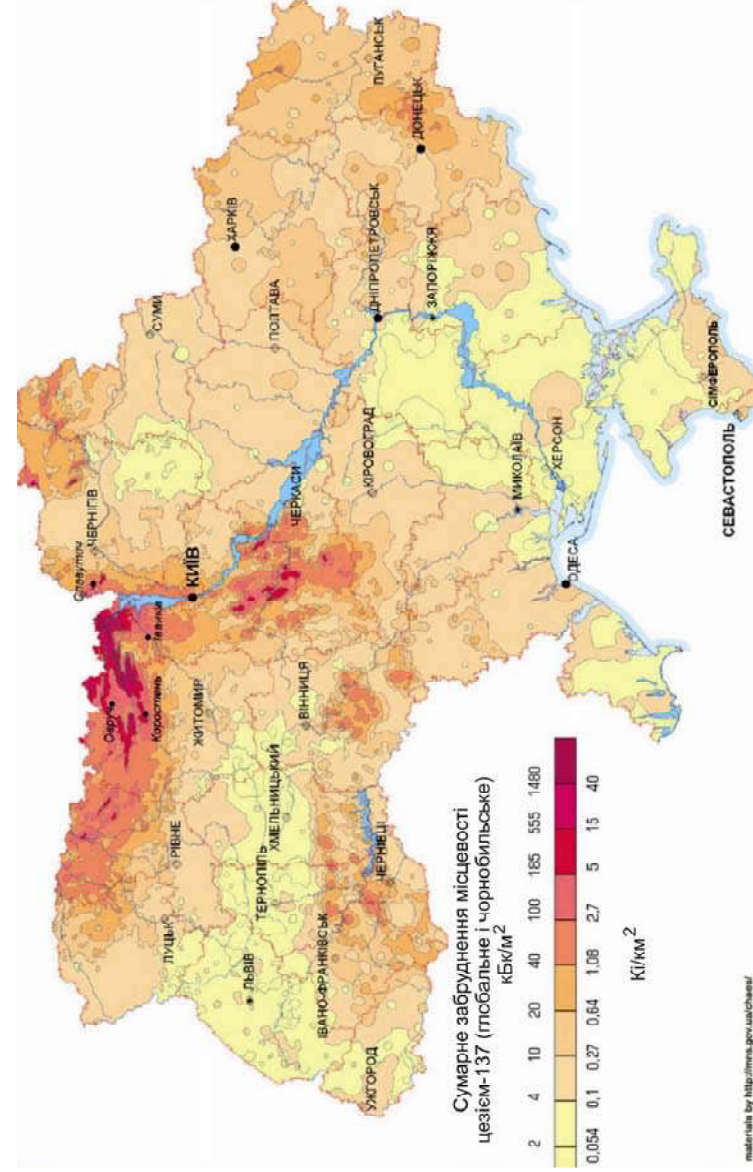
Додаток Л. Забруднення території Європи цезієм-137 після Чорнобильської катастрофи (з сайта news.tochka.net)



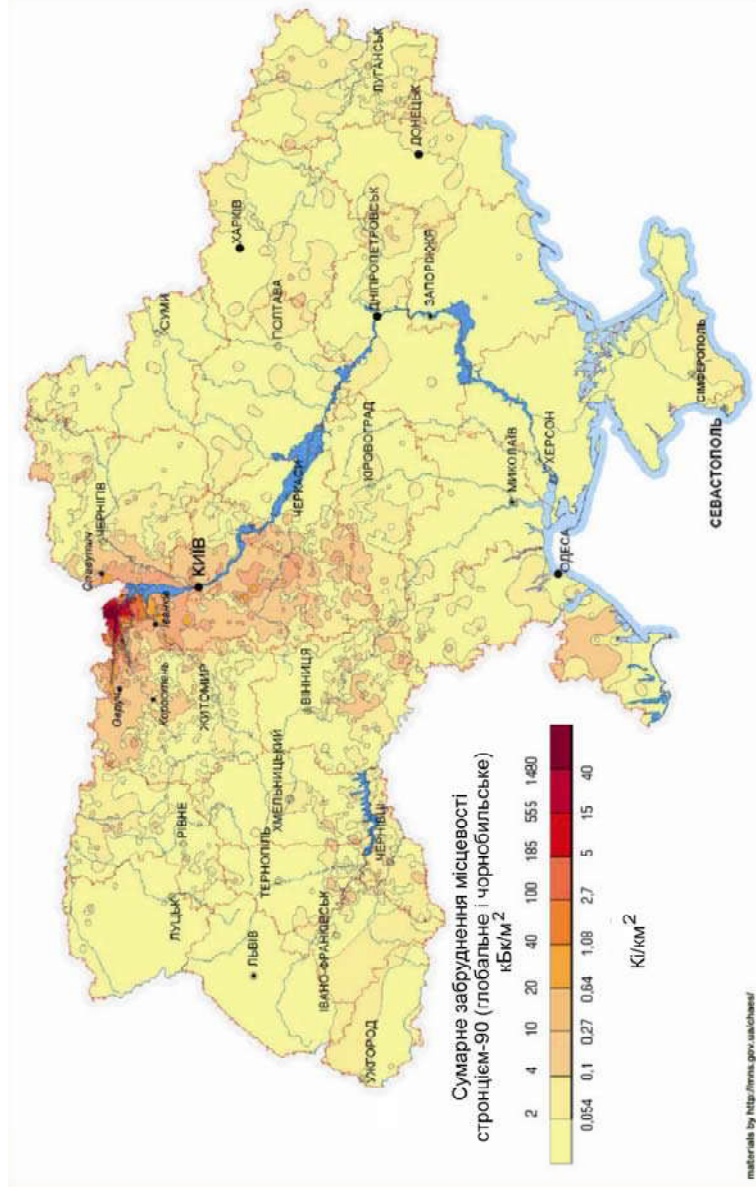
Додаток М. Забруднення території України цезієм-137 до Чорнобильської катастрофи (з сайта chornobyl.in.ua)



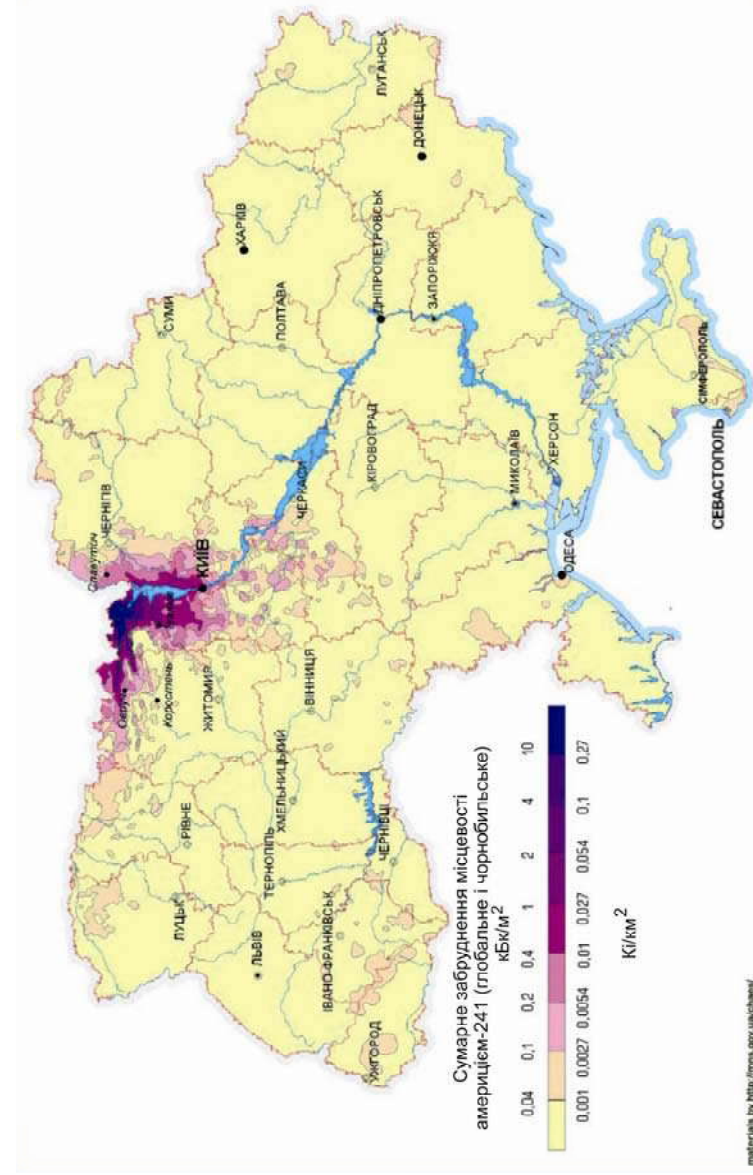
Додаток Н. Забруднення території України стронцієм-90 до Чорнобильської катастрофи (з сайту chornobyl.in.ua)



Додаток О. Забруднення території України цезієм-137 після Чорнобильської катастрофи (з сайту chornobyl.in.ua)



Додаток П. Забруднення території України стронцієм-90 після Чорнобильської катастрофи (з сайта chornobyl.in.ua)



Додаток Р. Забруднення території України америцієм-241 після Чорнобильської катастрофи (з сайта chornobyl.in.ua)

ПРЕДМЕТНИЙ ПОКАЖЧИК

А

Аварійне опромінення 181
Аварія радіаційна 106, 181
Авторадіографічний метод 29
Аерогаммазнімання 84
Акумуляція радіонуклідів 20
– біологічна 20
– ландшафтна 20
– фізична 20
Активність радіаційна 14, 122, 181
Антинеїтрино 182
Альфа-випромінювання (розпад) 13, 181
Атом 12
Атомна електрична станція (АЕС) 48, 181

Б

Бекерель (Бк) 14, 122, 181
Бер 16, 124
Бета-випромінювання (розпад) 13, 182
– електронний 13
– позитронний 13
Біологічний ланцюг 182
Біологічний метод 29

В

Використання ядерної енергії 182
Випромінювання 11
– електромагнітне 11, 185
– корпускулярне 11, 187
– нейтронне 188
Внутрішнє опромінення 182

Втручання 100, 183

Г

Газо-аерозольний викид 183
Гальмівне проміння 183
Гамма-випромінювання 13, 183
Гаммаскопічний метод 33
Генетичні наслідки опромінення 183
Гостра променева хвороба 22, 183
Гостре опромінення 19, 183
– фракціоноване 19
Грей (Гр) 15, 123

Д

Дезактивація 184
– природна 184
– штучна 184
Дезактивуючі речовини 184
Джерело іонізуючого випромінювання 183
Договір про обмеження випробувань ядерної зброї 43
Доза радіаційна 14, 185
– еквівалентна 16, 184
– експозиційна 15, 184
– ефективна еквівалентна 16, 184
– колективна ефективна еквівалентна 16, 184
– поглинена 15, 184
– повна (очікувана) колективна ефективна еквівалентна 16, 184
Дозиметр 26, 194

– кишеньковий 194
– переносний 194
– стаціонарний 194
Допустимий викид 185
Допустимий рівень 185

Е

Електрон 12
Електромагнітне випромінювання 11, 185
Експозиційний шлях 18
– екологічний 18
– фізичний 18
– фізіологічний 18
Еманаційний метод 31
Емісійний спектральний аналіз 31
Ефекти радіобіологічні 59, 192
Ефекти детерміністичні (нестохастичні) 185
Ефекти стохастичні 185

З

Захист радіаційний 185, 191
– фізичний 185
– хімічний і біологічний 185
Захоронення радіоактивних відходів 186
Зіверт (Зв) 16, 124
Зовнішнє опромінення 135, 186
Землі радіаційнонебезпечні 92, 191
Землі радіаційнозабруднені 92, 191
Зміни радіочутливості 108
Зони радіаційно-екологічні (аварійні) 91, 186
– відчуження 91, 186
– безумовного (обов'язкового) відселення 91
– гарантованого добро-

вільного відселення 91
– посиленого радіаційно-екологічного контролю 92

І

Іонізаційний метод 30
Іонізація 15
Іонізуюче випромінювання 11, 186
– електромагнітне 11, 185
– корпускулярне 11, 187
Ізотоп 12, 186
Ізотоп радіоактивний (радіоізотоп) 186
Інгаляційна доза 62
Інцидент радіаційний 105, 201

К

Катастрофа радіаційна 52, 200
Категорії осіб, що зазнають опромінення 103, 134
– категорія А 103, 186
– категорія Б 103, 186
– категорія В 103, 186
Коефіцієнт послаблення дії радіації 186
Коефіцієнт якості випромінювання 187
Контроль дозиметричний (радіаційно-екологічний) 187
Корпускулярне випромінювання 11, 187
Космогенні радіонукліди 38, 187
Критична група 187
Кюрі (Ки) 14, 122

Л

Латентний (прихований) період 19, 187
Лейкоз (лейкемія) 22
Ліміт дози 187

Людино-зіверт (люд-Зв) 16

М

Міжнародний комітет з
радіаційного захисту 48
Медичне опромінення 187
Мінімальна абсолютна
смертельна доза 187
Моніторинг радіаційно-
екологічний 111, 187
– базовий 111
– кризовий 111
– науковий 111

Н

Надходження інгаляційне 188
Надходження пероральне 188
Напівлегальна доза 188
Напівпровідниковий метод 30
Нейтрино 182
Нейтрон 12
Нейтронне випромінювання 188
Нейтронний метод 33
Норми радіаційної безпеки 95,
188
Нуклід 13

О

Опромінення 19, 188
– внутрішнє 182
– зовнішнє 186
– пролонговане 19, 190
– фонове 193
– хронічне 193

П

Протон 12
Період напіввиведення 188
Період напіврозпаду 14, 188
Питома радіоактивність 14, 189
– масова 14, 189

– об'ємна 14, 189
Поводження з радіоактив-
ними відходами 189
Потужність дози 17, 189
Практична діяльність 100, 189
Природна радіація 189
Природний радіаційний фон
189
Природна радіаційно-
екологічна аномалія 40, 190
Пролонговане опромінення
19, 190
Променева хвороба 190
Пункт тимчасової локалізації
радіоактивних відходів 94

Р

Рад 15
Радіаційна безпека 95, 190
Радіаційна генетика 9, 190
Радіаційна географія 9, 190
Радіаційна фізика 8, 190
Радіаційна хімія 8, 190
Радіаційні порушення (мута-
ції) 22
Радіаційне поле 27, 190
Радіаційний зважувальний
чинник 191
Радіаційний ризик 191
Радіаційний чинник 191
Радіаційно-хімічні методи 28
Радіоадаптація 21
Радіоактивне забруднення 191
Радіоактивність 14, 192
Радіоактивні відходи 191
Радіоактивний розпад 13, 191
Радіобіологія 9, 192
Радіогеохімічні методи 30
Радіаційна екологія 3, 7, 192
Радіаційно-екологічні дослід-
ження 3

Радіаційно-екологічний
контроль 192
Радіоізотопні методи 32
Радіометр 26
Радіометрія 28
Радіоморфози 85
Радіонуклід 13, 192
Радіопротектор 64
Радіочутливість 105
– групова 105
– індивідуальна 105
Радон 40
Рак 22
Рентген 15, 16
Рентгенівське проміння 11, 192
Рентгенодіагностика 42

С

Синергізм дії радіації 21, 193
Слід радіоактивний 55
Спектроскопія 28
Сцинтилятор 30
Сцинтиляційний метод 30

Т

Техногенно-підсилені джерела
природного походження 193
Тканинний зважувальний
чинник 193

У

Ультрафіолетове проміння
11, 193

Ф

Флюоресценція 28
Фонове опромінення 193

Х

Хемілюмінесценція 28
Хронічне опромінення 193

Я

Явище радіоактивності 192
Ядерні установки 193
Ядерний матеріал 194
Ядерний паливний цикл 50, 194



ЗМІСТ

	Стор.
Передмова	3
Розділ 1. Основні поняття і положення радіаційної екології	7
1.1. Визначення й напрями розвитку радіаційної екології	7
1.2. Характеристика іонізуючого випромінювання	11
1.3. Вплив радіації на екосистеми	17
Контрольні запитання	24
Розділ 2. Методи радіаційно-екологічних досліджень	26
2.1. Радіаційний контроль	26
2.2. Радіометричні і радіоспектроскопічні методи	27
2.3. Радіогеохімічні і радіоізотопні методи	30
2.4. Радіогідроекологічний аналіз водних екосистем	33
Контрольні запитання	36
Розділ 3. Джерела радіоактивного іонізуючого випромінювання	37
3.1. Природні джерела радіації	37
3.2. Техногенні джерела радіації	42
3.3. Чорнобильська катастрофа та її екологічні наслідки	52
Контрольні запитання	57
Розділ 4. Особливості радіоактивного забруднення довкілля	58
4.1. Радіоактивне забруднення природних екосистем	58
4.2. Радіоактивне забруднення агроекосистем .	61

4.3. Радіоактивне забруднення урбоекосистем . .	64
4.4. Радіоактивне забруднення техноекосистем .	70
Контрольні запитання	74
Розділ 5. Радіаційна ситуація в Україні	75
5.1. Джерела природної і техногенної радіації	75
5.2. Радіоактивне забруднення довкілля	81
5.3. Радіоактивне забруднення водних екосистем	86
5.4. Стан радіоактивного забруднення зони відчуження	90
Контрольні запитання	94
Розділ 6. Нормування радіаційного навантаження .	95
6.1. Радіаційно-екологічна безпека і прийнятний ризик	95
6.2. Сучасні норми радіаційної безпеки в Україні .	98
6.3. Удосконалення нормування техногенної радіації	106
Контрольні запитання	109
Розділ 7. Радіаційно-екологічний моніторинг	110
7.1. Основні положення радіаційно-екологічного моніторингу	110
7.2. Напрями радіаційно-екологічного моніторингу	113
7.3. Радіаційно-екологічне картографування і прогнозування	117
Контрольні запитання	120
Практичні роботи	121
Практична робота 1. Основні поняття і визначення радіаційної безпеки	121
Практична робота 2. Методика роботи з дозиметрами радіометрами	125
2.1. Робота з радіометром “Прип’ять”	125
2.2. Робота з радіометром “Терра”	129
Практична робота 3. Проведення радіаційного контролю у міському середовищі	131

Практична робота 4. Основи нормування доз опромінення від джерел радіації	133
Практична робота 5. Принципи захисту від іонізуючого випромінювання	135
Практична робота 6. Методика розрахунку доз опромінення від джерел іонізуючого випромінювання .	136
6.1. Розрахунок зовнішнього опромінення	137
6.2. Розрахунок внутрішнього опромінення	138
6.3. Розрахунок ефективної дози опромінення населення	140
Практична робота 7. Методика розрахунку захисту від джерел іонізуючого випромінювання	143
7.1. Розрахунок захисту екранами	143
7.2. Розрахунок захисту відстанню	146
7.3. Розрахунок захисту часом	147
7.4. Розрахунок захисту кількістю	149
Практична робота 8. Методика оцінювання рівня радіоактивного забруднення довкілля	149
8.1. Оцінка забрудненості ґрунту	149
8.2. Оцінка забрудненості води	152
Практична робота 9. Аналіз сучасної радіаційної ситуації в Україні	153
Контрольні запитання	154
Тестові завдання	155
Список рекомендованої літератури	166
Список використаних літератури	168
Список використаних адрес в Інтернеті	179
Додатки	182
Предметний покажчик	211

НАВЧАЛЬНЕ ВИДАННЯ

ІВАНОВ Євген Анатолійович

РАДІАЦІЙНА ЕКОЛОГІЯ

Навчально-методичний посібник

Редактори *Т. А. Веремчук, О. С. Кузик*
 Технічний редактор *С. З. Сеник*
 Комп'ютерна верстка *Є. А. Іванов*
 Обкладинка *Є. А. Іванов*

Формат 60×84/16. Умовн. друк. арк. 13,02.
 Тираж 100 прим. Зам. ____

Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка
 79000, м. Львів, вул. Дорошенка 41

Свідоцтво
 про внесення суб'єкта видавничої справи
 до Державного реєстру видавців, виготівників
 і розповсюджувачів видавничої продукції.
 Серія ДК № 3059 від 13.12.2007 р.