

Міністерство освіти і науки України
Львівський національний університет
імені Івана Франка

Євген Іванов

РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

Львів
Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка
2004

ББК Е081.28я73-1

I-20

УДК 504.064.2:550.3(621.039.7)

Рецензенти:

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

д-р геогр. наук, проф. *В.М. Петлін*
(Львівський національний університет ім. І. Франка)

канд. геогр. наук *М.П. Чемерис*
(Волинський державний університет ім. Л. Українки)

*Рекомендовано до друку Вченою радою
Львівського національного університету імені Івана Франка.
Протокол № 19/5 від 26 травня 2004 р.*

Відповідальний редактор д-р геогр. наук, проф. *І.П. Ковальчук*
(Львівський національний університет ім. І. Франка)

Іванов Є.А.

I-20 Радіоекологічні дослідження: Навч. посібник. – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. – 149 с.

Рис. 22; Табл. 6; Бібліограф. назв. 135.

ISBN

У посібнику висвітлено актуальні проблеми вивчення та основні поняття і положення радіоекології. Викладено методи проведення радіоекологічних досліджень та уявлення про природні і техногенні джерела радіоактивного забруднення довкілля. Розглянуто сучасну радіаційну ситуацію в Україні та особливості радіоактивного забруднення її екосистем. Розроблено пропозиції щодо нормування радіоактивного навантаження і радіоекологічного моніторингу досліджуваних територій. Показано значення радіоекологічних досліджень у розвитку суміжних екологічних галузей та розв'язання проблем геоєкології.

Для студентів екологічних, географічних, геологічних і біологічних спеціальностей вищих навчальних закладів освіти, а також усіх, хто цікавиться проблемами радіоекології.

ISBN

© Іванов Є.А., 2004



ПЕРЕДМОВА



Перед світовою спільнотою чимраз гостріше постає проблема негативної екологічної дії радіації на довкілля. Це зумовлено невинним 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 видобутку й переробки ядерного палива тощо. Найтяжчими для екосистем світу, а особливо для здоров'я людини стали екологічні наслідки найбільшої техногенної катастрофи на Чорнобильській атомній електростанції. Отже, людство вже сьогодні повинно вчитися запобігати та протидіяти негативному впливові радіації на екосистеми.

Усвідомлення важливості *радіоекології* – науки, яка вивчає дію іонізуючого випромінювання на екологічні системи, її значення для розв'язання проблем оптимізації природного середовища сприяли активному проведенню досліджень у цій галузі. Сучасні *радіоекологічні дослідження* набули міждисциплінарного характеру на ґрунті зв'язків із суміжними науками: екологією, географією, геологією і біологією. Це зумовило широту їхньої науково-методологічної основи.

Останніми роками проведено великий обсяг цінних вітчизняних та закордонних радіоекологічних досліджень, опубліковано чимало праць з цієї проблеми. У радіоекології постійно виникають нові факти, теоретичні положення, погляди, методи й прикладні розробки. Попри це, побутує проблема, зумовлена опрацюванням результатів досліджень, спричинена відмінністю у позиціях прихильників розвитку атомної індустрії та активних захисників довкілля. Незважаючи на відмінність у поглядах, радіоекологічні дослідження збагачують новими знаннями сучасну екологію. У пропонованому посібнику зроблена спроба відобразити різноманітність ідей сучасної радіоекології, узгодити окремі погляди щодо відтворення картини реакції екосистем на дію іонізуючого випромінювання.

В основу лекцій покладені результати власних радіоекологічних досліджень у межах Дрогобицького, Червоноградського і Яворівського гірничопромислових районів та м. Львова; опрацювання літературних, фондових і картографічних матеріалів з радіоекології; використання Інтернет-ресурсів на тему радіаційної безпеки.

Структура навчального посібника зумовлена програмою спецкурсу „Радіоекологія ландшафтів”, який читає автор на географічному факультеті Львівського національного університету імені Івана Франка для студентів спеціальності „Екологія та охорона навколишнього природного середовища”. В першому розділі розглянуті головні поняття і положення радіоекології; в другому – подано методику проведення радіоекологічних 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 на Україні; в шостому – з'ясовується проблема нормування радіаційного навантаження; в сьомому – рекомендовані підходи щодо вдосконалення системи радіоекологічного моніторингу досліджуваної території.

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 тому числі й словник головних термінів, які

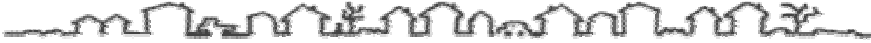
використовують під час радіоекологічних досліджень (див. додаток А), а також контрольні запитання з кожної теми та предметний покажчик.

Автор висловлює щиро подяку завідувачу кафедри конструктивної географії і картографії Львівського національного університету імені Івана Франка, доктору географічних наук, професору І.П. Ковальчуку за цінні вказівки й надану допомогу в процесі написання посібника. Автором також враховані корисні поради рецензентів, зокрема директора Інституту хімії та хімічних технологій Національного університету „Львівська політехніка”, доктора хімічних наук, професора Й.Й. Ятчишина, професора кафедри фізичної географії Львівського національного університету імені Івана Франка, доктора географічних наук В.М. Петліна та завідувача кафедри фізичної географії Волинського державного університету імені Лесі Українки, кандидата географічних наук, доцента М.П. Чемериса.



РОЗДІЛ 1

ОСНОВНІ ПОНЯТТЯ І ПОЛОЖЕННЯ РАДІОЕКОЛОГІЇ



1.1. Визначення й напрями розвитку радіоекології

Визначення і об'єкт радіоекології. Відома низка різних визначень радіоекології як науки, що досліджує розподіл, міграцію та кругообіг радіоактивних речовин у екологічних системах (екосистемах), а також дію іонізуючого випромінювання на біогеоценози (Гродзинський, 2000). Водночас існує думка, що радіоекологія вивчає вплив іонізуючого випромінювання і радіоактивних елементів на все природне середовище та окремі його компоненти, а також екосистемну міграцію радіонуклідів (Сапожников, Бердонос, 1995). Тобто радіоекологію, 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, Криволицкий, 1985; Сапожников, Бердонос, 1995; Холл, 1989 та ін.) дотримуються думки, що під радіоекологією слід розуміти самостійний науковий напрям. На їхню думку *радіоекологія* – це наука, що вивчає різноманітні аспекти дії іонізуючого радіоактивного випромінювання на екосистеми різних рівнів територіально-просторової організації, в тому числі на їхні живу і неживу складові.

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 компонентів довкілля. Виходячи з такого розуміння об'єктом досліджень у радіоекології 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 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 радіоекологічного дослідження також вважається сукупність природних (геологічних, геоморфологічних, фізико-географічних та ін.) процесів, що відбуваються в екосистемах.

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

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

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

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

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

Радіаційна географія розглядає питання просторово-територіального розміщення об'єктів радіоекологічного дослідження, аналізує

особливості радіаційної ситуації в екосистемах локального, регіонального і глобального рівнів.

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 радіоактивні речовини.

Дослідження екологічної дії іонізуючого випромінювання розпочалося відразу після відкриття цього явища Вільгельмом Рентгеном у 1895 р. та природної радіоактивності Анрі Бекерелем 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 радіоекологічних досліджень кінця ХІХ ст. була будова атома 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 кишені, а Марія Кюрі померла від злоякісного захворювання крові, оскільки не раз працювала з радіоактивними матеріалами.

Становлення радіоекології на Україні не відставало від світового рівня. Вже у 1896 р. І. Тарханов та О. Кулябко виявили, що внаслідок опромінення радіацією паростків окремих рослин припиняється їхній розвиток (Гродзинський, 2000). Протягом 1986–1917 рр. на Україні створено потужну мережу рентгенодіагностичних кабінетів, а з 1910 р. в Одесі розпочала працювати потужна радіологічна лабораторія, де досліджувалась природна і техногенна радіоактивність, дія іонізуючого випромінювання, вирішувались проблеми радіотерапії і дозиметрії.

Значним поштовхом у розвитку радіоекології послужило вивчення наслідків ядерного бомбардування японських міст Хіросіми й Нагасакі у 1945 р. Саме тоді світу стало зрозуміло, що людство оволоділо вкрай небезпечною ядерною зброєю. Це підтвердили численні радіоекологічні експерименти, що супроводжували багаторічні випробування ядерної зброї у ряді держав світу.

Особливо гостро постала проблема забруднення довкілля у результаті цих випробувань і екологічної дії малих доз радіації. Відтак у 1950–60-х роках ХХ ст. розпочалося формування радіоекології як науки, яка на той час вивчала поширення у природному середовищі продуктів поділу урану, що розносилися по всій земній кулі й у вигляді глобальних опадів осідали на поверхні континентів та океанів.

Аварія на Чорнобильській АЕС у 1986 р. викликала черговий спалах інтересу до радіоекології. Над екологічними проблемами, від вирішення яких залежить ефективність заходів боротьби з негативними наслідками впливу радіації на людину, починають працювати численні фахівці-радіоекологи на Україні та за кордоном. Особливої актуальності у цей час набувають дослідження екологічної дії малих доз опромінення на довкілля.

1.2. Характеристика іонізуючого випромінювання

Типи іонізуючого випромінювання. Радіоекологія 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 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* (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 потуж-

ність ультрафіолетового випромінювання значно збільшилася внаслідок зменшення щільності захисного озонового шару Землі і виникнення „озонових дір”. Рентгенівські промені виникають штучно в 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, Александер, 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 і у спеціальних нейтронних генераторах на основі ланцюгових ядерних реакцій, які є важливою складовою випромінювання, що супроводжує будь-який атомний вибух. Особливості альфа-, бета- і електромагнітного гамма-випромінювання розглядатимемо під час вивчення властивостей радіоактивного розпаду.

Головним об'єктом радіоекологічних 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 елементу. Їх називають *ізотопами* цього елементу. Щоб їх виокремити, до символу хімічного елемента приписують число, яке дорівнює сумі всіх частинок у ядрі цього ізотопу. Наприклад, різні члени радіоактивного ряду розпаду урану: уран-238 (^{238}U) має 92 протони і 146 нейтронів, 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 елементу, 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}Ra 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 *бекерель (Бк)*, що дорівнює одному розпаду за секунду. Досить часто використовують позасистемну одиницю *кюрі (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 проникаючою здатністю, відтак вони мають різний вплив на живі організми і екосистеми взагалі.

Альфа-випромінювання, яке являє собою потік важких частинок, затримується навіть аркушем паперу і практично не здатне проникнути через шкіру людини (рис. 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 (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 Гр = 1 Дж енергії, поглиненому масою в 1 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.

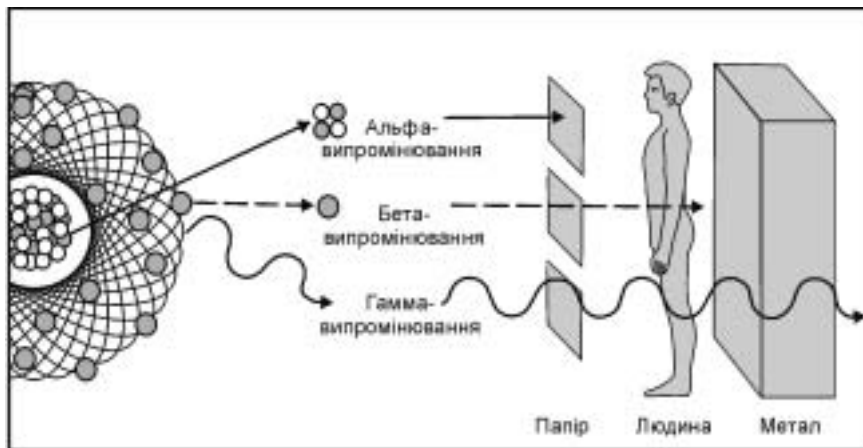


Рис. 1. Проникна здатність іонізуючого випромінювання (Радіація..., 1990)

Якщо кількість поглиненої енергії гамма- або рентгенівського 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 (1Р = 2,58 × 10⁻⁴ 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

поток. 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 залишаються 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 введено 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 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 радіоекологічних 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.

Радіоекологія простежує шлях транспортування радіонуклідів від абіогічних 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 і аерозолей та приймання їжі радіонукліди потрапляють *фізіологічним експозиційним шляхом* у тіло організму, де поширюються і опромінюють його зсередини.

Проходження радіонуклідів в екосистемі залежить від структури ґрунту, яка з різною силою зв'язує їх атоми. Швидкість проникнення в біоценози визначається типом рослин, їхнім віком, температурою та вологістю, а також складом поживних речовин ґрунту. Потраплення 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. 2).



Рис. 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 екологічні ефекти.

Різні способи передачі дози радіації компонентам 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 *продовженим*. Продовжене опромінення буває безперервним і фракціонованим. Якщо екосистема зазнає дії радіації протягом усього часу існування, то таке опромінення є *хронічним*.

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

Залежність ефекту радіоактивного забруднення екосистеми від дози отриманої нею опромінення є нелінійною функцією. В певних інтервалах малі дози радіації викликають сильніший ефект радіоактивного забруднення екосистеми, ніж більші за величиною (рис. 3).

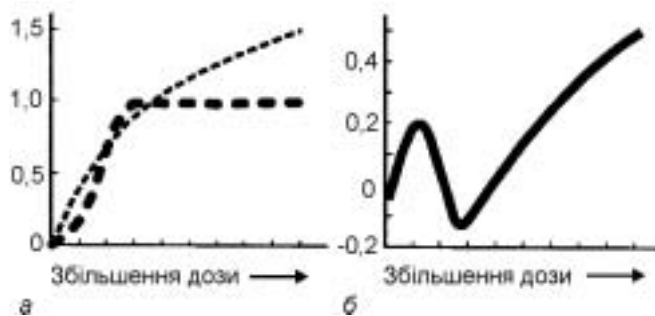


Рис. 3. Залежність радіоактивного забруднення екосистеми від потужності дози опромінення:

a – світлий пунктир – негативний вплив; жирний пунктир – активність процесу відновлення; *b* – підсумкова дозова залежність. За абсцисною – доза радіації; за ординатою – екологічний ефект у відносних одиницях

Складність визначення впливу малих доз радіації на довкілля полягає в недостатньому розумінні двох процесів – *аккумуляції радіонуклідів* і *синергізму дії радіації* та інших негативних чинників природного середовища. Перший процес вивчений глибше, його зміст полягає у багаторазовому збільшенні концентрації різних радіонуклідів з трьох причин: *фізичної аккумуляції*; *ландшафтної аккумуляції* і *біоаккумуляції* 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 і 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 радіонуклідів 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 свідчать: 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 ХХ ст. єдиним чинником безпосереднього впливу радіації на організм людини вважали пряме радіаційне ураження шкіри, кісного мозку, центральної нервової системи, шлункового тракту у результаті дії *гострої променевої хвороби*.

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

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

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

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

- 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 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 радіоекологічних 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):

- 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) еритромієлодисплазія;
- 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, притому 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 радіоекології. Напрями розвитку радіоекології.
2. Основні етапи розвитку історії радіоекології.
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, ландшафтна і біоаккумуляція радіонуклідів. Явище синергізму.
10. Наслідки опромінення людини. Гостре і хронічне променеве захворювання, інші радіаційні порушення.



РОЗДІЛ 2

МЕТОДИ РАДІОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ



2.1. Радіоекологічний контроль

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

Системою сучасного радіоекологічного 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 радіоекологічних досліджень, так і для широкого використання населенням та відзначатися портативністю, простотою в експлуатації і низькою вартістю.

Сьогодні на 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 радіоекологічного 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 речовини;
- *дозиметр „Прип'ять”* застосовується для вимірювання щільності експозиційної дози гамма-випромінювання, густини потоку і питомої активності бета-випромінювання.

Технічні характеристики цих дозиметричних приладів здебільшого збігаються, однак дозиметр „Прип'ять” має найширшу сферу використання під час проведення радіоекологічного контролю завдяки одночасній можливості вимірювати як гамма- та бета-випромінювання, так і рівень радіоактивного забруднення природного середовища, будівель, продуктів харчування тощо. Саме тому на прикладі дозиметра „Прип'ять” розглянемо правила проведення радіоекологічного контролю забрудненої території, які значною мірою перекликаються з методиками вимірювання іншими дозиметрами.

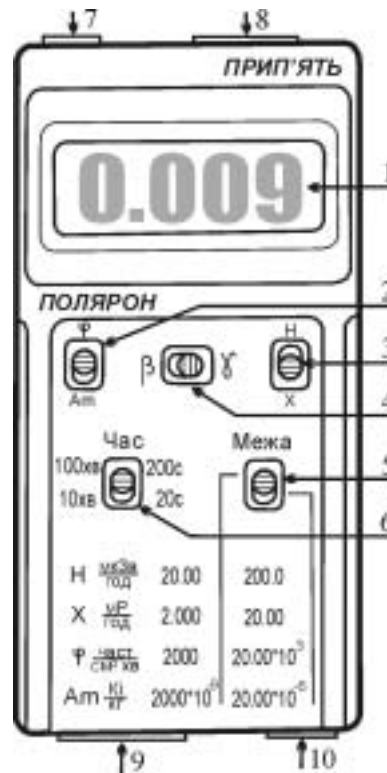
Робота з дозиметром „Прип'ять”. Рекомендації щодо користування дозиметром (радіометром) „Прип'ять” розроблені на підставі власного досвіду радіоекологічних досліджень у межах гірничо-промислових територій Львівської області (Іванов, 1999, 2001) із застосуванням методичних порад, розроблених групою авторів Національної академії наук, Міністерства охорони здоров'я та багатьох науково-дослідних установ України (Константинов, Журбенко, 1999; Методичні..., 1990; Основные..., 1988; Радиометр..., 1991).

Дозиметр „Прип'ять” призначений для індивідуального або колективного використання під час вимірювання: а) еквівалентної експозиційної дози гамма-випромінювання; б) густини потоку бета-випромінювання; в) чистоти земної поверхні, ґрунту, житла, продуктів харчування, одягу тощо; г) рівнів сумарного радіоактивного забруднення довкілля. Дозиметр портативний, вагою 250–300 г, невимогливий в експлуатації, живиться батарейками типу „Корунд” напругою 9 В або від електромережі (рис. 4).

Радіометр „Прип'ять” є приладом прямого вимірювання, величина рівня радіоактивного забруднення зчитується відразу з цифрового індикатора. Датчики, які фіксують іонізуюче випромінювання радіації та індикатор розміщені в одному корпусі. 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 дає можливість суттєво підвищувати точність результатів у разі малих доз радіації, та звукова індикація для швидкої попередньої оцінки рівня радіоактивного забруднення довкілля.

Рис. 4. Дозиметр бета-, гамма-випромінювання „Прип'ять”

1 – цифровий індикатор; 2 – перемикач вибору одиниці виміру поверхневої чи питомої активності бета-випромінювання; 3 – перемикач вибору одиниці 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 – умикач звукового сигналу; 9 – умикач живлення; 10 – гніздо живлення від електромережі



Розглянемо призначення органів управління дозиметра (на приладі назви вказані на російській мові). Перемикач „Живлення-Вкл” служить для під'єднання до джерела живлення – батарейки або електромережі. Гніздо живлення від електромережі міститься праворуч від перемикача. До нього підходить блок живлення від калькуляторів „Електроніка” (9 В). Поява цифр на табло індикатора свідчить про те, що напруга живлення перебуває у нормі. Під час натискання кнопки „Контроль живлення” на табло висвітлюється показник напруги у вольтах. Для проведення радіоекологічного контролю нормальною вважається напруга не менше як 7 вольт.

Перемикач „Режим β-γ” необхідний для перемикання виду вимірюваного бета- або гамма-випромінювання. Два інших перемикача, зліва і справа, призначені для вибору одиниць виміру радіації: правий „H-X” змінює одиниці виміру потужності дози (H – у мкЗв/год; X – у мР/год); лівий „φ-Am” – одиниці виміру 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 виміру 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 виміру (верхнє положення – чутливий піддіапазон; нижнє положення – піддіапазон, який характеризується чутливістю у 10 разів меншою).

Вимірювання потужності дози гамма-випромінювання.

Проміри необхідно проводити за наявності знімної сталеві кришки, розміщеної з тильного боку дозиметра. Перемикач „Режим β-γ” ставлять у положення „γ”, інший перемикач „H-X” виставляють в одне з двох положень залежно 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 як три показники гамма-випромінювання, після чого визначають середнє значення. В 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 проводять без знімної сталеві кришки. При цьому разом з бета-фоном датчики реєструють й гамма-фон. Для визначення рівня бета-випромінювання необхідно від виміряного показника без кришки відійняти значення, одержане в разі наявності цієї кришки, коли реєструється лише гамма-фон.

Під час вимірювання перемикач „Режим β-γ” встановлюють у положення „β”, інший перемикач „φ-Am” ставлять у діапазон „φ”. Густину потоку вимірюють у 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 за наявності знімної кришки для визначення гамма-фону, а другий без кришки з метою означення сумарного гамма- і бета-випромінювання. Проводять не менше як три таких вимірювань, а потім обчислюють середнє значення. В 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” використовується лише для попередньої оцінки рівня радіаційної чистоти довкілля. До комплексу 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 оцінення радіаційної чистоти досліджуваної проби необхідно від сумарного значення відняти показник, одержаний за наявності кришки, коли реєструється винятково 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 пробую (роздробленими відкладами, ґрунтом, біомасою тощо) кювету. Для запобігання забруднення радіонуклідами датчиків дозиметра проба повинна міститись на відстані 5 мм від краю кювети.

На початку радіоекологічного контролю перемикач „Режим β - γ ” встановлюють у положення „ β ”, а „ ϕ - Am ” – у положення „ Am ”. Питома активність проби вимірюється у проміжку від $1 \cdot 10^{-7}$ до 20^{-6} Кі/кг. Перемикач „Час” ставлять у позиції „10 хв” або „100 хв” залежно від необхідної точності контролю радіаційної чистоти довкілля. Проміри знімають двічі: зі знімною кришкою і без неї. Такі вимірювання проводять не менше як тричі, а потім обчислюють середнє значення.

Робота з іншими дозиметрами. Крім наведених приладів-дозиметрів, що випускаються на території України, поширені також дозиметри російського виробництва. За техніко-експлуатаційними характеристиками всі вони аналогічні до вітчизняних розробок, прості в експлуатації, тому їх охоче використовує персонал лабораторій радіоекологічного 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.

Технічні параметри дозиметрів цих серій і рекомендації щодо проведення радіоекологічного контролю подібні до методики використання дозиметра „Прип’ять”, тому не будемо на них зупинятися.

Однак особливими є низка функцій, яких немає у дозиметра „Прип’ять”, а саме – можливість одночасного вимірювання потужності дози гамма-, бета- і рентгенівського випромінювання; вибір робочої настройки за допомогою системи графічного меню; режим скорочення часу пошуку плям і джерел радіоактивного забруднення; пам’ять ряду вибраних оператором режимів настройки; голосове озвучення результатів проведених вимірів.

Техніко-експлуатаційні характеристики інших українських і російських дозиметрів подані у додатку Б.

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.

В результаті взаємодії іонізуючої радіації з довкіллям передусім відбуваються структурні зміни або розпад (радіоліз) на рівні

молекул і 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 радіоекологічного 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 опромінення. 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 до помагають вивчати природу походження певних станів молекул і 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 опромінення 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 радіоекології, окрім радіаційно-хімічних і радіоспектроскопічних методів, використовують й інші лабораторні методи радіометрії та радіоекологічного контролю, які мають свою специфіку: 1) авторадіографічний; 2) біологічний; 3) іонізаційний; 4) напівпровідниковий; 5) сцинтиляційний. Вони широко висвітлені у багатьох монографіях з радіоекології 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 і 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 значно розширює можливості радіоекологічних досліджень.

2.3. Радіогеохімічні і радіоізотопні методи

Радіогеохімічні методи. Під час проведення радіоекологічних досліджень застосовують різноманітні *радіогеохімічні методи*. Головно вони спрямовані на вивчення процесів міграції радіоактивних елементів у 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 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 *СПП-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 вибірковыми (Экологическая..., 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 і акумуляції радіонуклідів в екосистемах аналогічні особливостям міграції та акумуляції інших хімічних елементів (Малишева, 1998). Зважаючи на цю закономірність, для визначення рівнів геохімічного, в тому числі й радіаційного, забруднення екосистеми найкраще використовувати *метод емісійного спектрального аналізу* на вміст важких металів з паралельним проведенням радіоекологічного 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 радіоекологічним контролем, який здійснюється під час польового знімання території, дає можливість оцінити реальний 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). Значення $K_m = 1$ відповідає середньому рівню дозових навантажень даної екосистеми. При $K_m > 1$ відбувається акумуляція хімічних і радіоактивних елементів, а при $K_m < 1$ – їхній виніс або змив.

Радіоекологічний 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; Малишева, 1998):

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

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 радіоекології передусім застосовують радіоізотопні методи з метою вивчення природного і техногенного рівня радіоактивності гірських порід, ґрунтів, підземних вод (Вадюнина, Корчагіна, 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 дозволяють спостерігати зміни вологості і щільності ґрунтів чи відкладів без відбору і камерального аналізу зразків, не порушуючи природної структури та не змінюючи їх складу.

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

Нейтронний метод оцінки рівню вологості ґрунту чи відкладів проводять за допомогою радіоізотопного вологоміра *ВППР-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.

Гаммаскопічний метод використовують для пошарового визначення щільності шару ґрунту чи відкладів, проводять за допомогою радіоізотопного щільноміра *ПППР-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 природному середовищі, однак вони краще забезпечені апаратурно і методично, перевірені на практиці. Можливість використання цих методів як під час експедиційних, так і лабораторних радіоекологічних досліджень робить їх надзвичайно 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 л. При цьому визначають характеристики ємності з відібраною пробєю 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 сталеві кришки 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 л, на 1000 (2 л), 1200 (1 л), 1500 (0,5 л). Кінцевий результат відповідатиме об'ємній активності проби в бекерелях на дм^3 (Бк/дм³).

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

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

де A – активність певного радіонукліда; r – середня відстань від радіонуклідів до дозиметра; Kj – 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:

$$I = I_0 e^{-md}, \quad (3)$$

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:

$$m = (\ln \frac{n_0}{n})/d. \quad (4)$$

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

Радіогідроекологічне моделювання. За результатами багаторічних прикладних радіоекологічних 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 і його допливів: Прип'яті, Тетерева, Случа, Горині, Стира та багатьох інших, визначених за результатами детального моніторингу якості поверхневих вод і 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 радіогідроекологічного стану має такий вигляд (Комплексний..., 2000):

$$D \in [(ColIC); (BM); (BP); (PE); (KA)], \quad (5)$$

де D – компоненти радіогідроекологічних (гідрофізико-хімічної, 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 змодельовати і прогнозувати інтенсивність процесу накопичення водними екосистемами не лише радіонуклідів, а й отримати комплексну картину їхнього геохімічного та радіоактивного забруднення.

Контрольні запитання

1. Техніко-експлуатаційні характеристики і принцип роботи з дозиметром-радіометром „Прип'ять”.
2. Методика вимірювання потужності дози гамма-випромінювання та густини потоку бета-випромінювання.
3. Методика контролю радіаційної чистоти довкілля.
4. Характеристика лабораторних радіометричних і радіоспектроскопічних методів.
5. Характеристика радіогеохімічних і радіоізотопних методів. Оцінка радіогеохімічного забруднення.



РОЗДІЛ 3

ДЖЕРЕЛА ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ



3.1. Природні джерела радіації

Як вже зазначалось, радіоактивність існувала у космосі ще до виникнення Землі, супроводжувала появу життя на ній і 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. 5.



Рис. 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, які містяться в глибинах земної кори.

Опромінення від природних джерел радіації більшою або меншою мірою зазнає будь-який живий організм на Землі, зокрема і людина. Доза опромінення залежить від географічного місцеположення екосистеми. Рівень радіації у певних 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 ультрафіолетових 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 були виявлені в інших частинах планети, в тому числі над Європою. Їхня поява супроводжується підвищенням ультрафіолетового 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 магнітного поля, що відхиляє заряджені частинки. Рівень космічного випромінювання водночас зростає із збільшенням абсолютної висоти, оскільки з висотою зменшується щільність повітря, яке відіграє роль захисного екрану. В середньому люди, що проживають над рівнем моря, отримують у декілька разів меншу дозу, ніж люди, які живуть понад 2000 м від рівня моря (Радиация..., 1990). Ще більше опромінення від космічних джерел радіації зазнають екіпаж і 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 містяться 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. У 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 радіоекологічними аномаліями*.

Природні радіоекологічні аномалії є в багатьох місцях земної кулі. Наприклад, неподалік м. Посус-ді-Калдас у Бразилії (район м. Сан-Паулу) є невелика височина, в межах якої рівень радіації у 800 разів вище від фонового. Подібні місця є у Австрії, Франції, Ірані, Індії, Нігерії, на Мадагаскарі та інших країнах світу (Гродзинський, 2000; Кузин, 1991; Радиация, 1990) (див. рис. 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 , і у вигляді радону-220 (^{220}Ra), продукту розпаду ^{232}Th .

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.

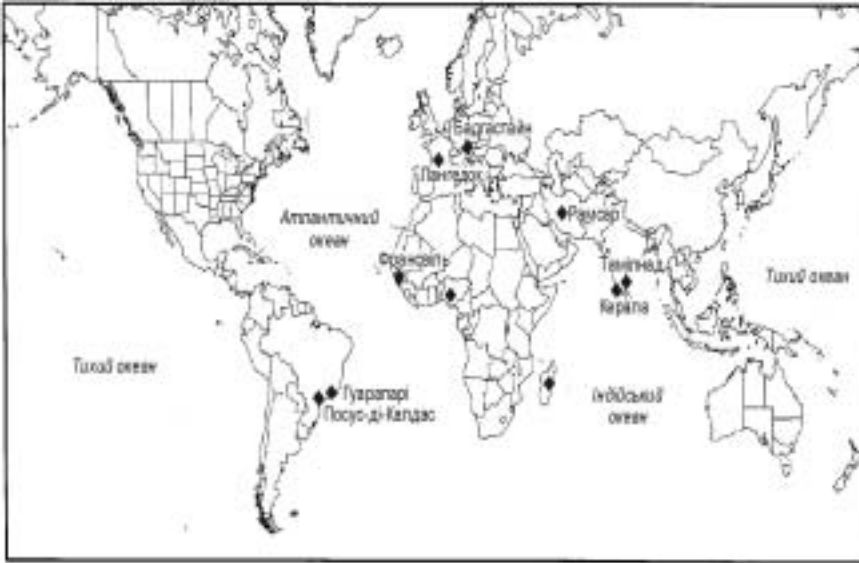


Рис. 6. Найбільші природні радіоекологічні аномалії (Радиация..., 1990)

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 використовуються 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 країнах 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 чол.), а середня щорічна доза опромінення становить 0,4–1 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 була б великою помилкою. Виявлення захворювання на ранніх стадіях розвитку дає можливість ефективно лікувати людину. В 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 неприступними для незалежних експертів. Отже, спираючись на їхні аналізи, доводиться робити висновки на підставі неповних чи уривчастих даних.

Загалом у США проведено 1030 ядерних випробувань, у колишньому СРСР – 715, у Франції – 198, у Великобританії і Китаї – по 43. З 1945 по 1980 р. здійснено більш як 400 ядерних вибухів у атмосфері. Максимум цих випробувань мав два періоди: перший припадає на 1954–1958 рр., коли ядерні вибухи проводили США, Великобританія і СРСР, та другий, значно інтенсивніший – на 1961–1962 рр., коли їх здійснювали головно США та СРСР. Під час першого періоду більшу частину випробувань провели США, а під час другого – СРСР. За ці періоди сталось 128 вибухів атомних бомб, у тому числі й нейтронних, серед яких і надзвичайно потужних.

Сумарна активність радіонуклідів від подальших випробувань була в чотири рази меншою 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 країни зобов’язались не випробовувати її у повітрі, під водою та у космосі. Після цього лише Франція та Китай провели серію ядерних вибухів у атмосфері, однак їхня потужність була значно меншою, а самі випробування проводили зрідка (останнє з них – у 1980 р.). Підземні випробування нейтронних бомб проводять до цього часу, проте вони практично не супроводжуються утворенням радіоактивних опадів.

Для проведення масового випробування ядерної зброї було 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. 7).

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 нейтронної бомби у районі Тоцька (Оренбурзька область) 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.

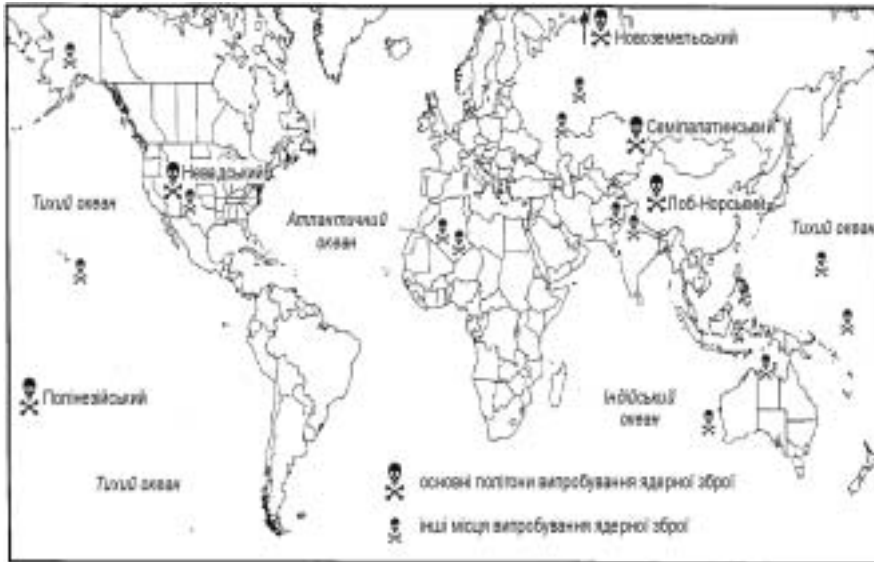


Рис. 7. Полігони випробувань ядерної зброї

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.

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 (див. рис. 8). Радіонукліди, що потрапляли до тропосфери, протягом місяця розносилися і поступово випадали на земну поверхню. Однак існує ще одна частина радіоактивних елементів, яка досягала верхніх шарів стратосфери, де вони 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 всій 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 місцеположення (див. рис. 8, 9). Максимальні показники випадання стронцію-90 (^{90}Sr) виявлені у поясі 45° північної широти (Часников, 1996). Радіоекологічні 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. 8. 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.

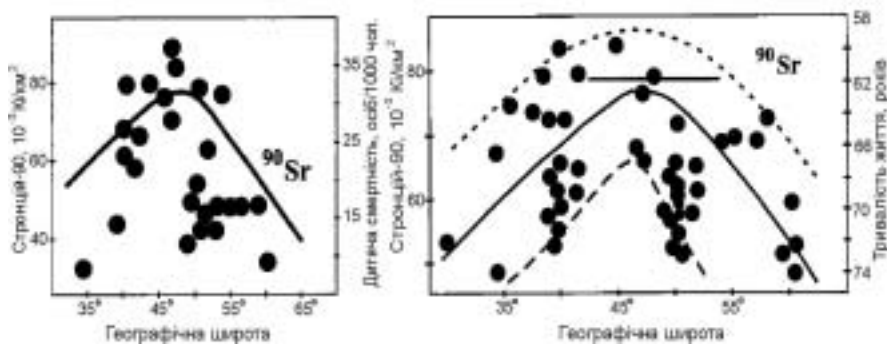


Рис. 9. Кореляція між рівнем забруднення ^{90}Sr , географічною широтою та станом здоров'я населення (Часников, 1996; Яблоков, 2002)

Атомна енергетика. Джерелом техногенного опромінення, довкола якого точаться найінтенсивніші суперечки, є *атомні електричні станції (АЕС)*. Незважаючи на те, що при нормальній роботі ядерні реактори викидають у довкілля незначну кількість радіоактивних матеріалів, існує значний ризик екологічної катастрофи в результаті їхнього вибуху.

Згідно з даними *Міжнародного комітету з радіаційного захисту (МАГАТЕ)*, на кінець 1998 р. у 32 країнах світу, які впровадили атомну енергетику, працювало 437 ядерних реактора загальною потужністю 369 ГВт (див.: рис. 10; додаток В). На стадії будівництва перебувають ще 36 реакторів силою у 30 ГВт. Загалом потужність атомних електростанцій становить понад 15% сумарної світової кількості виробленої електроенергії від усіх відомих джерел. В десяти провідних європейських країнах частка електроенергії, виробленої на АЕС, становить понад 40%, а у Литві і Франції досягає відповідно 83,4 та 77,4%. Беззаперечним світовим лідером за кількістю атомних енергоблоків (107) та виробленої на них електроенергії (629,4 ТВт/рік) є США, а Україна посідає почесне восьме місце.



Рис. 10. Країни світу, які експлуатують атомні електростанції

Експлуатація атомних електростанцій є лише частиною *ядерного паливного циклу*, який розпочинається з видобутку й збагачення уранової руди. Наступним етапом вважається виробництво ядерного палива. Відпрацьоване на АЕС ядерне паливо піддають вторинній обробці 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, відстані 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 (Маргуліс, 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 інші (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 Три-Майл Айленді (США, 1979 р.), Чорнобильській АЕС (СРСР, 1986 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 видобуток 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 будуть радіоактивними упродовж багатьох мільйонів років.

Більшість фосфатних родовищ світу збагачені ураном та радієм у високих концентраціях. У процесі видобутку 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 також вміщує незначну кількість природних радіоактивних елементів, які під час їхнього видобутку потрапляють на земну поверхню. Під час спалювання вугілля на теплових електростанціях відбувається збільшення опромінення навколишнього 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, 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, збагачених радіоактивними елементами.

Зауважимо, що джерелами опромінення людини є деякі побутові предмети, які вміщують радіоактивні речовини. Найпоширенішими предметами опромінення вважаються 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.

3.3. 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 не має 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 відхилень 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 радіоізопопів.

Із радіоактивного струменя з різних висот вітром відокремлювалися значні маси радіоізопопів, 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. 11).

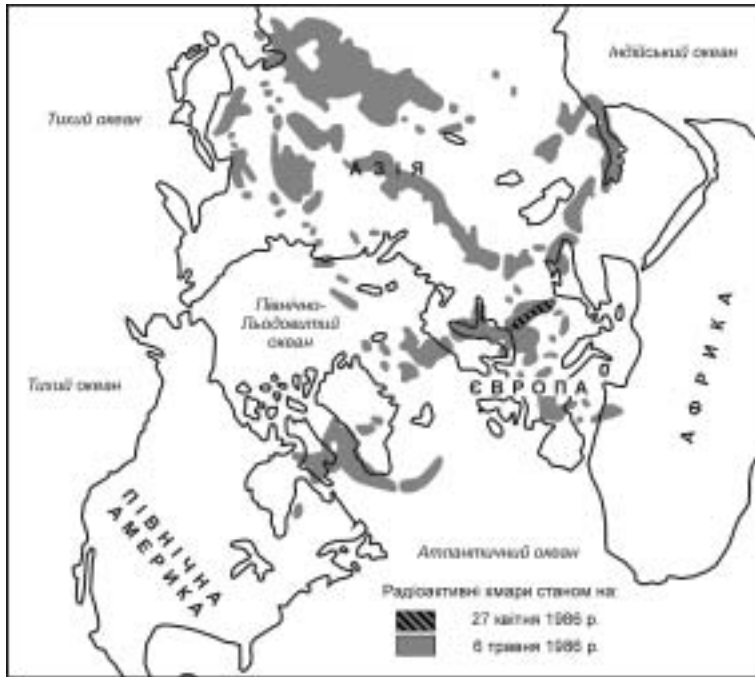


Рис. 11. Поширення радіоактивних хмар після Чорнобильської катастрофи (<http://www.un.org/russian/ha/chernobyl>)

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.

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, плямисту картину радіоактивного забруднення великих за площею територій не лише в Україні, Білорусі й Росії, а й у багатьох країнах Європи (див. рис. 12).



Рис. 12. Забруднення Європи ^{137}Cs в результаті Чорнобильської катастрофи (Яблоков, 2000)

Чорними плямами позначені території із радіоактивним забрудненням понад $1 \text{ Ки}/\text{км}^2$ 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). Широким, віялоподібним 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. 11).

Навіть тепер після розпаду усіх короткоживучих радіонуклідів є велика імовірність десь у Європі, Азії, Африці чи Америці натрапити на раниш не знайдену пляму чорнобильського походження, особливо у віддалених гірських районах.

На територіях, забруднених унаслідок Чорнобильської катастрофи, опромінення у підвищених дозах зазнали не тільки люди, а й без винятку всі компоненти природного середовища. Із понад-фоновим опроміненням довіклля, яке за характером накопичення є хронічним і латентним, пов'язані певні, вже реалізовані радіо-екологічні 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:

- по-перше – радіоактивне забруднення складових частин екосистеми: літологічної основи, гідро- і 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. Техногенно-підсилені природні джерела опромінення довкілля.
3. Природні радіоекологічні аномалії, умови їх формування і поширення.
4. Головні техногенні джерела радіоактивного забруднення і їх коротка характеристика. Джерела радіації в медицині, випробування ядерної зброї та атомна енергетика.
5. Застосування радіонуклідів у різних галузях промисловості, сільського господарства і побуту.



РОЗДІЛ 4

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.

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 завтовшки 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 і організмів.

Рослини забруднюються переважно аерозольним і корневим 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 прямо пропорційна 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 (Константинов, 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 воді визначається кліматичними умовами і геологічною будовою 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 їхніх доплив і підземних вод. Вміст радіоактивних речовин у дощовій воді переважно невисокий, виняток становить ^3H , концентрація якого може досягати десятків пКі/дм³.

З урахуванням середнього вмісту солей у водах Світового океану (35 г/дм³) кількість калію становить 1 г/дм³, а його активність 11,8 Бк/дм³. 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 темпера-

тури 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 і умов функціонування властиві агроєкосистемам, урбоєкосистемам і техноєкосистемам.

Особливості радіоактивного забруднення. На українській території, 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 Україні охоплені значні території, зайняті агроєкосистемами.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи в Україні забруднено ^{137}Cs (зі щільністю 0,1–15 Кі/км²) 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 катастрофи, значно 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 тому 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 агроекосистемах 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 агроекосистемах 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 запилим 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 (Сельскохозяйственная..., 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 дорівнює 74%, пшениці ярої – 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 і 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 поводить себе так само, як і нерадіоактивний калій. Якщо вносити калійні добрива, то за певних умов зменшується надходження у рослини радіоцезію. В цей час акумуляція ізотопів 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. Технологічна обробка (чищення, варіння 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 фруктовими соками, фруктами. Необхідно також стежити за тим, щоб у раціоні була достатня кількість 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 обробки 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 агроecosистем.

Дуже 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 урбоекосистем

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 урбоекосистемах 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 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 урбоекосистеми з транспортом. Це потребує встановлення постів радіоекологічного контролю залізничного і автомобільного транспорту.

Самоочевидно, що опромінення людини у сільській місцевості важче обмежувати, ніж у великому місті. В урбоекосистемах 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 урбоекосистемах значно послаблена за умов своєчасного і кваліфікованого здійснення комплексу протирадіаційних заходів.

Наприклад, після Чорнобильської катастрофи у Києві щоденно старанно поливали дороги, тротуари і внутрішні подвір'я. Іншим заходом, який застосовувався з метою зменшення радіоактивності,

було збирання і вивезення за межі Києва опалого радіоактивно забрудненого листя. Але зменшенню радіаційної небезпеки найбільш 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 урбоекосистем потребує проведення спеціальних досліджень з метою організації дієвої системи радіоекологічного контролю. Завдання такого радіоекологічного контролю урбоекосистем 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 радіоекологічного 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 попередньо звіреного радіометра „Прип’ять” (Радиометр..., 1992). Радіоекологічні 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 двох періодів – березень–травень 2000 р. та березень–квітень 2003 р. проведений радіоекологічний контроль у межах центральної і східної (у Личаківському районі) частини м. Львова. Всього за відповідні часові проміжки було знято 71 контрольний промір: у 2000 р. – 47 вимірів, а в 2003 р. – 24 виміри.

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 геоекологічну 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 покриву 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 радіоекологічні 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 виявлення 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 (див. рис. 13). Густина потоку бета-випромінювання міститься у проміжку $1,5-2,0 \text{ см}^{-2} \times \text{хв}^{-1}$.

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 тут перевищує 15–25 мкР/год, а значення густини бета-потоку – $3,0-7,5 \text{ см}^{-2} \times \text{хв}^{-1}$. Підвищення показників радіоактивного забруднення зумовлене поверхневим зносом та накопиченням у понижених ділянках урбоекосистем радіонуклідів автотранспортом.

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

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

За результатами радіоекологічних досліджень урбоекосистеми Львова розділено на житлові, промислові, транспортні і паркові. Ці типи урбоекосистем мають властивий їм узагальнений рівень радіоактивного забруднення (табл. 1).

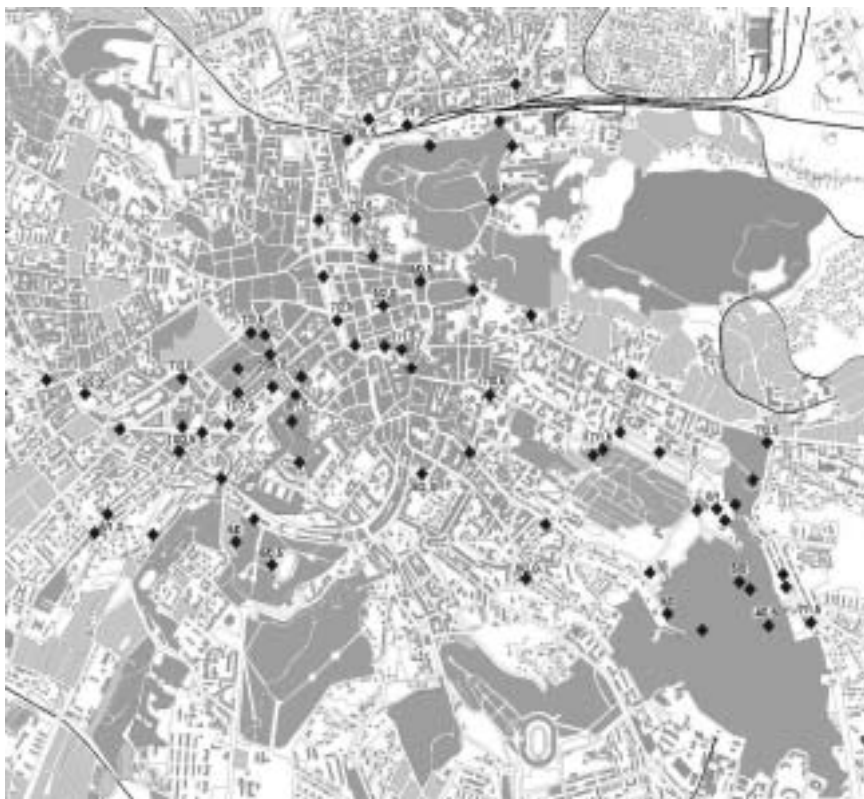


Рис. 13. Загальні риси радіоактивного забруднення Львова
 Пунсонами позначені пункти радіоекологічного контролю: перша цифра –
 середній рівень гамма-випромінювання (мкР/год), друга цифра –
 рівень бета-потіку ($\text{см}^{-2}\times\text{хв}^{-1}$)

Таблиця 1

Радіоактивне забруднення Львова за типами урбоекосистем

Тип урбоекосистеми	К-ть промірів	Експозиційна доза, мкР/год		Дозове навантаження мЗв/рік	Радіоактивне забруднення, мКі/км ²
		середня	максимальна		
житловий	26	7,08	11,74	0,62	8,20
промисловий	7	6,50	11,75	0,57	5,63
транспортний	24	12,50	20,00	1,10	9,77
парковий	14	5,67	10,55	0,50	1,76

Аналіз усереднених радіоекологічних показників за типами урбоекосистем Львова показав, що транспортні магістралі мають найвищий ступінь радіоактивного забруднення (9,77 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 урбоекосистем (8,20 мКі/км²).

Ще нижчі показники радіоактивного забруднення характерні для промислових урбоекосистем (5,63 мКі/км²). Такі невеликі значення іонізуючого випромінювання протягом останніх десяти років зумовлені зменшенням обсягів виробництва на підприємствах або їх повним закриттям. Однак найкраща радіоекологічна ситуація спостерігається у паркових частинах міста, де середня концентрація радіонуклідів становить лише 1,76 мКі/км².

Рівень радіоактивного забруднення Львова коливається від 1,76 мКі/км² у паркових урбоекосистемах до 9,77 мКі/км² у межах транспортних урбоекосистем. 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; Приставка, Серебряна, Аніщенко, 2002; Шматков, Аніщенко, 2002).

Забруднення техноекосистем радіонуклідами має певні особливості, розглянуті на прикладі радіоекологічного 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. 2). Рівень експозиційної дози для техногенної місцевості породного терикону коливається від 8 до 12 мкР/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 фону у 3–10 разів.

Таблиця 2

Радіоактивне забруднення терикону шахти „Візейська”

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

Радіоекологічні спостереження показали, що величина як хімічного, так і радіоактивного забруднень елементарних техноекосистем залежить від їхнього розміщення в ряду геохімічного сполучення. За умовами міграції хімічних та радіоактивних елементів досліджувані техноекосистеми є елювіальними (ЕІ), транселювіальними (ТгЕІ), елювіально-аккумулятивними (ЕІАс), трансупераквальними (ТгSАс) та аккумулятивно-елювіальними (АсЕІ) (див. табл. 2).

Знаючи рівні радіоактивного забруднення цих техноекосистем, розраховано, згідно з формулою (1), коефіцієнт перерозподілу техногенного геохімічного забруднення (Кп) вугільного терикону

(див. табл. 2). За $K_p = 1$ нами прийняті найкращі умови за рівнем дозових радіоактивних навантажень, що відповідають елювіально-аккумулятивним залісненим поверхням. При $K_p > 1$ відбувається акумуляція хімічних і радіоактивних елементів, при $K_p < 1$ – їх виніс. Радіаційну зйомку в межах терикону проводили після відбору проб для емісійного спектрального аналізу хімічних елементів, враховуючи розміщення техноекосистеми в ряду геохімічного сполучення.

На основі ландшафтної карти ключової ділянки, матеріалів польових досліджень та фондових даних (Токсико-гигиеническая..., 1992) складені карта особливостей міграції забруднювальних речовин та карта геохімічного і радіоактивного забруднення породного терикону (див. рис. 14).

На рис. 14 показані ландшафтно-геохімічні зони; показники сумарної геохімічної і радіоактивної забрудненості, розраховані за коефіцієнтом перерозподілу забруднення для 9 хімічних елементів (Co, Cu, As, Ni, Pb, Cr, Zn, Cs, Sr); показники дозового радіоактивного навантаження тощо.

Подібні радіоекологічні дослідження проведені в межах більшості техноекосистем основних гірничопромислових районів Львівської області: Червоноградського, Яворівського і Дрогобицького, а також в районі Добротвірської ДРЕС (додаток Д). Результати досліджень показали, що рівень експозиційної дози гірничопромислових об'єктів регіону перевищує фоновий 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 певних видів техноекосистем: відвалів, кар'єрів, сховищ тощо. На Львівщині найвищі показники щільності радіонуклідів відзначаються на териконах і хвостосховищах Червоноградського гірничопромислового району Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну.

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

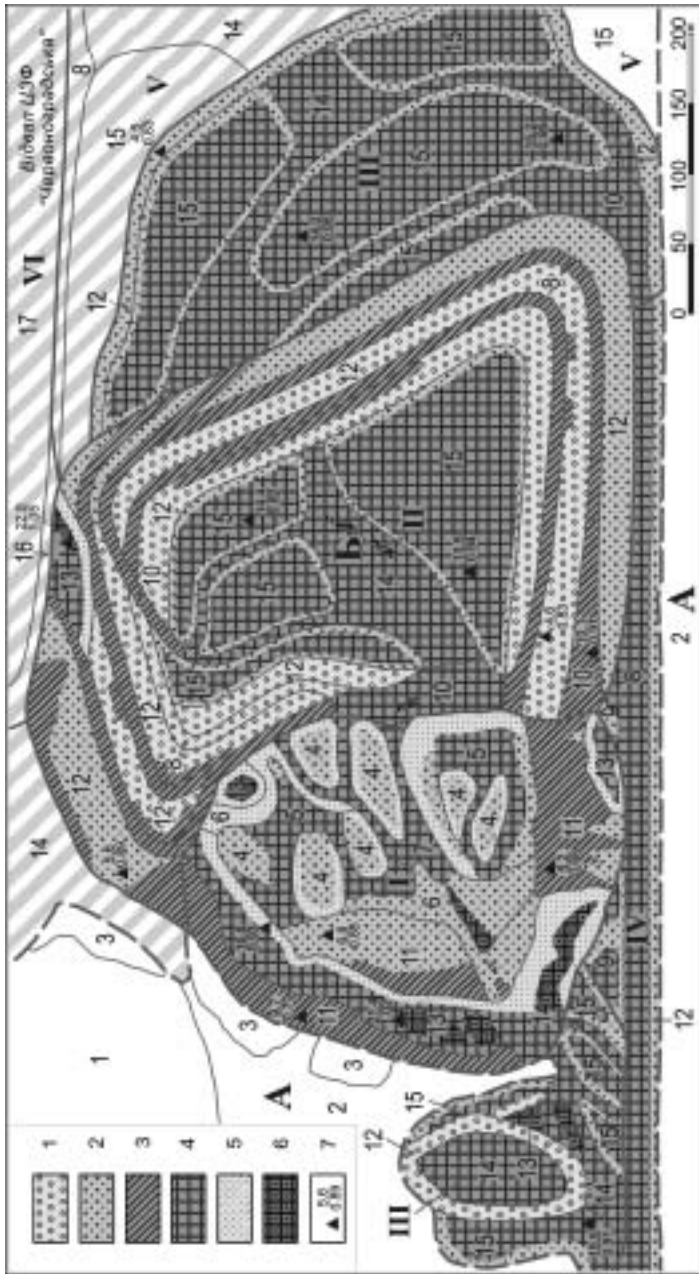


Рис. 14. Геохімічне і радіоактивне забруднення території шахти "Візейська"

Умовні позначення: Дифузійно-геохімічні зони (в дужках - відношення сумарного геохімічного забруднення до 8 хімічних елементів (Св, Са, Ас, Ні, Рб, Сг, Zn, Mn) до ГДК); 1 - менше 5; 2 - 5,0 - 8,0; 3 - 8,1 - 12,0; 4 - 12,1 - 16,0; 5 - 16,1 - 20,0; 6 - більше 20.
 7 - позначки геохімічного забруднення у точках комплексного дослідження, 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 природного середовища України питання про вплив природних і техногенних джерел радіації на стан екосистем та здоров'я людини набуває дедалі більшого значення.

Природна радіоактивність. На території України основні джерела природної радіації зосереджені в межах Українського кристалічного щита та меншою мірою на Донбасі й у Карпатах (рис. 15). 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 численними природними радіоекологічними аномаліями з концентраціями радону до 100 еман і більше, урану – $5 \times 10^{-5} - 10^{-4}$ г/дм³ і радію – $10^{-11} - 5 \times 10^{-11}$ г/дм³ (Атлас..., 2001). За даними радіоекологічних досліджень, у межах щита виділено низку радонових аномалій у ґрунтовому покриві з концентраціями радону в десятки–сотні еман, у одиничних випадках – до 900–2000 еман.

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

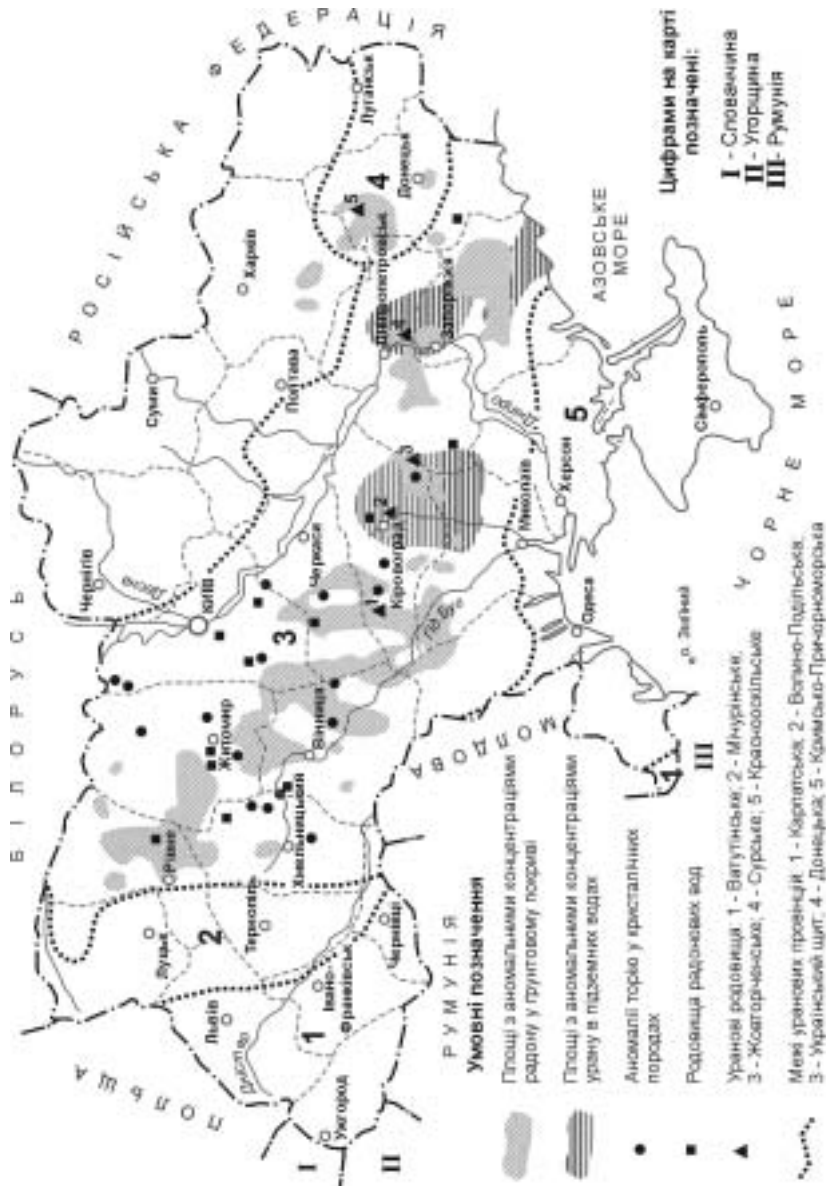


Рис. 15. Природні джерела радіації в Україні (Атлас..., 2001)

За результатами радіогеохімічних досліджень територія України поділена на три уранові провінції: Український щит, Карпатську і Донецьку. В їхніх межах відкрита значна кількість уранових родовищ, а також родовищ радонових вод (див. рис. 15). Частина виявлених родовищ розробляється. Крім цього, існують дві потенційні уранові провінції: Волино-Подільська і Кримсько-Причорноморська, в яких проводять пошуки нових природних радіоекологічних аномалій. Південна частина Українського кристалічного щита являє собою головний радононосний й ураноносний район України, понад 50% якого характеризується аномальними концентраціями радону й урану у ґрунтах і підземних водах (Атлас..., 2001). У кристалічних породах щита виявлений ряд значних природних аномалій торію.

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

Радіоактивні (радонові) мінеральні води. Родовищ радонових мінеральних вод в Україні є дуже багато. Води цього типу зустрічаються на Донбасі, у Криму і Карпатах. Але найбільше вивчені радіоактивні води в межах Українського кристалічного щита (див. рис. 15). Вперше прояви радонових вод відкриті у 1935 р. в околицях м. Хмільник (Вінницька обл). В Україні розвідані Житомирське, Шепетівське, Білоцерківське, Звенигородське, Криворізьке, Бердянське та низка інших родовищ. Середня концентрація радону у радіоактивних мінеральних водах дорівнює 60–100 еман (6–10 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. Відомо близько 8000 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 видобутку урану, його збагачення та переробки на ядерне паливо;
- медичні і науково-дослідні установи, промислові та інші підприємства й організації;
- військові підрозділи з використанням ядерних технологій та радіоактивних речовин.

Нині в Україні накопичено 65,5 млн т радіоактивних відходів в урановидобувній і переробній 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. 16). Великі обсяги радіоактивних відходів (понад 5 тис. м³) зберігаються також у сховищах Української державної асоціації „Радон”. Близько 85–90% всіх накопичених радіоактивних відходів є низько- та середньоактивними.

В Україні розвинута урановидобувна галузь з такими головними урановими родовищами: Ватутинським, Мічурінським, Жовторіченським, Красноскільським і Сурським (див. рис. 16). 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 у 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 потужністю Україна 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

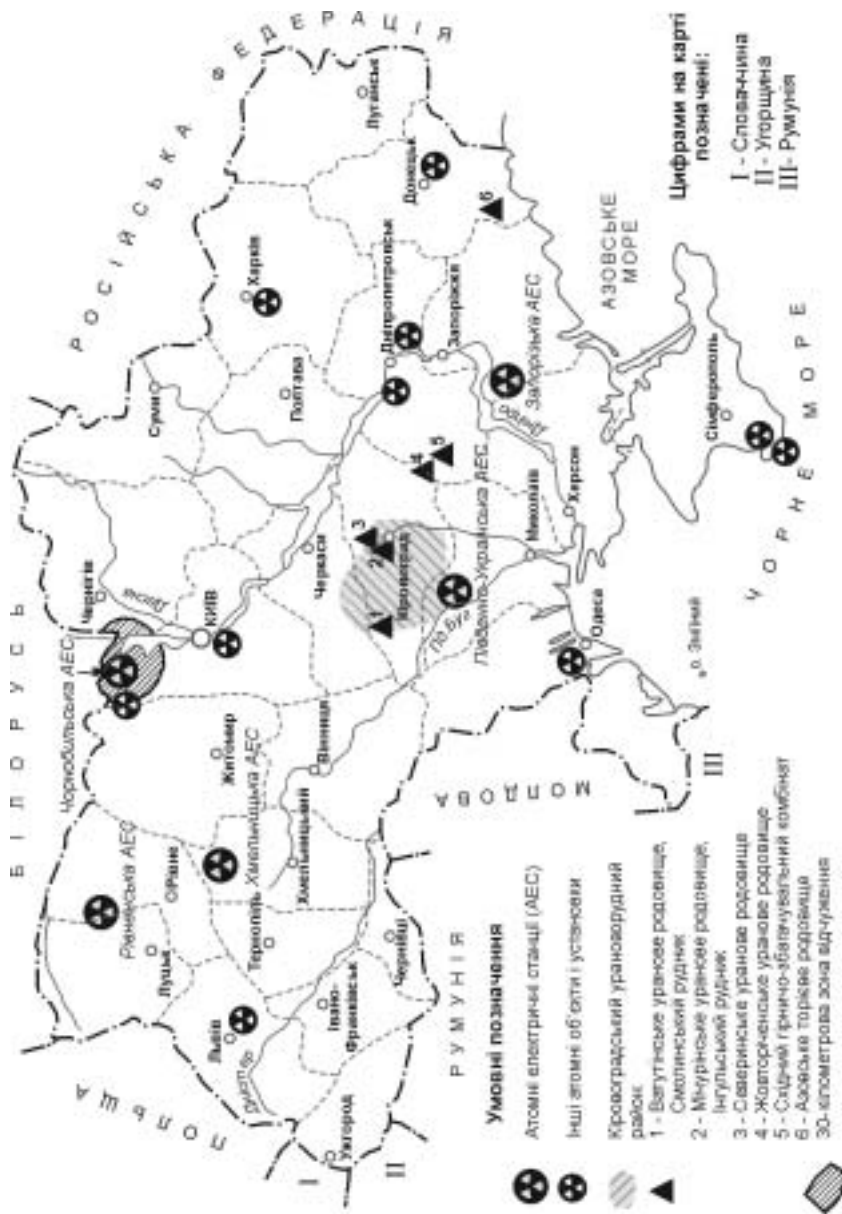


Рис. 16. Антропогенні джерела радіації в Україні

поліпшення енергозабезпечення виробництва та населення, підвищення якості діяльності АЕС, забезпечення їхньої конкурентоспроможності в умовах енергетичного ринку. Енергоатом охоплює п'ять атомних електростанцій: Запорізьку АЕС, Південно-Українську АЕС, Рівненську АЕС, Хмельницьку АЕС і Чорнобильську АЕС (див. рис. 16). 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 4-му блоці Чорнобильської АЕС (26 квітня 1986 р.) в Україні функціонувало 9 енергоблоків, 6 з яких потужністю у 1000 МВт. Сьогодні, незважаючи на виведені з експлуатації чотири ядерні реактори Чорнобильської АЕС, електроенергію виробляють 13 енергоблоків загальною потужністю 11 880 МВт (Константинов, Журбенко, 2003).

На державному рівні вживають заходів у справі добудови двох компенсуючих потужностей на Рівненській та Хмельницькій АЕС, готовність яких на рівні 90–95 %. Планується добудувати Ташлицьку ГАЕС на р. Південний Буг, рівень підготовки двох агрегатів якої оцінюють у 80 %.

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. І далі діють військові й науково-дослідні ядерні установки у Києві і Севастополі (див. рис. 16). Крім цього, у Балаклаві (під Севастополем) розміщена військова база атомних підводних човнів Чорноморського флоту.

5.2. Радіоактивне забруднення довкілля

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

Географія радіоактивного забруднення. В Україні підвищення потужності дози, що спричинене забрудненням ^{137}Cs у межах $4\text{--}20\text{ кБк/м}^2$ ($0,1\text{--}1\text{ Кі/км}^2$), спостерігається на більшій частині території (Гродзинський, 2000). Визначені площі з такими рівнями забруднення довкілля ^{137}Cs із щільністю: $1\text{--}5\text{ Кі/км}^2$ – $40,3\text{ тис. км}^2$; $5\text{--}15\text{ Кі/км}^2$ – $3,1\text{ тис. км}^2$; $15\text{--}40\text{ Кі/км}^2$ – $1,1\text{ тис. км}^2$; понад 40 Кі/км^2 – $0,8\text{ тис. км}^2$ (Україна..., 1996).

Найвищі рівні забруднення радіонуклідами спостерігаються в межах 30-кілометрової зони відчуження, утвореної навколо Чорнобильської АЕС. Радіоактивне забруднення зони відчуження за кількістю радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у 400 разів більше, ніж після вибуху бомби над Хіросімою (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 (див. рис. 17). Тут щільність радіоактивного забруднення в окремих плямах сягає 190 кБк/м^2 ($1\text{--}5\text{ Кі/км}^2$). Південний слід зумовив забруднення радіонуклідами Київської, Черкаської, Кіровоградської, частково Вінницької, Одеської та Миколаївської областей. Щільність забруднення ^{137}Cs у межах цього сліду досягає 100 кБк/м^2 . Від південного сліду відгалузився ще один слід у західному напрямі й зумовив радіоактивне забруднення частин Вінницької, Хмельницької, Тернопільської, Івано-Франківської та Чернівецької областей, де середня щільність забруднення ^{137}Cs становить $10\text{--}40\text{ кБк/м}^2$ (1 Кі/км^2). Значні площі забруднення радіонуклідами, пов'язані зі східним слідом (до 40 кБк/км^2), 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 виявлено кілька нових плям площею до кількох квадратних кілометрів з рівнями $5\text{--}15\text{ Кі/км}^2$ у Вінницькій, Івано-Франківській, Київській, Черкаській, Чернігівській областях та з рівнями $1\text{--}5\text{ Кі/км}^2$ у Сумській і Тернопільській областях (Заставний, 1994).

Смуга найбільшого радіоактивного забруднення (понад 5 Кі/км^2) простягається Українським Поліссям на захід від міста Прип'ять,

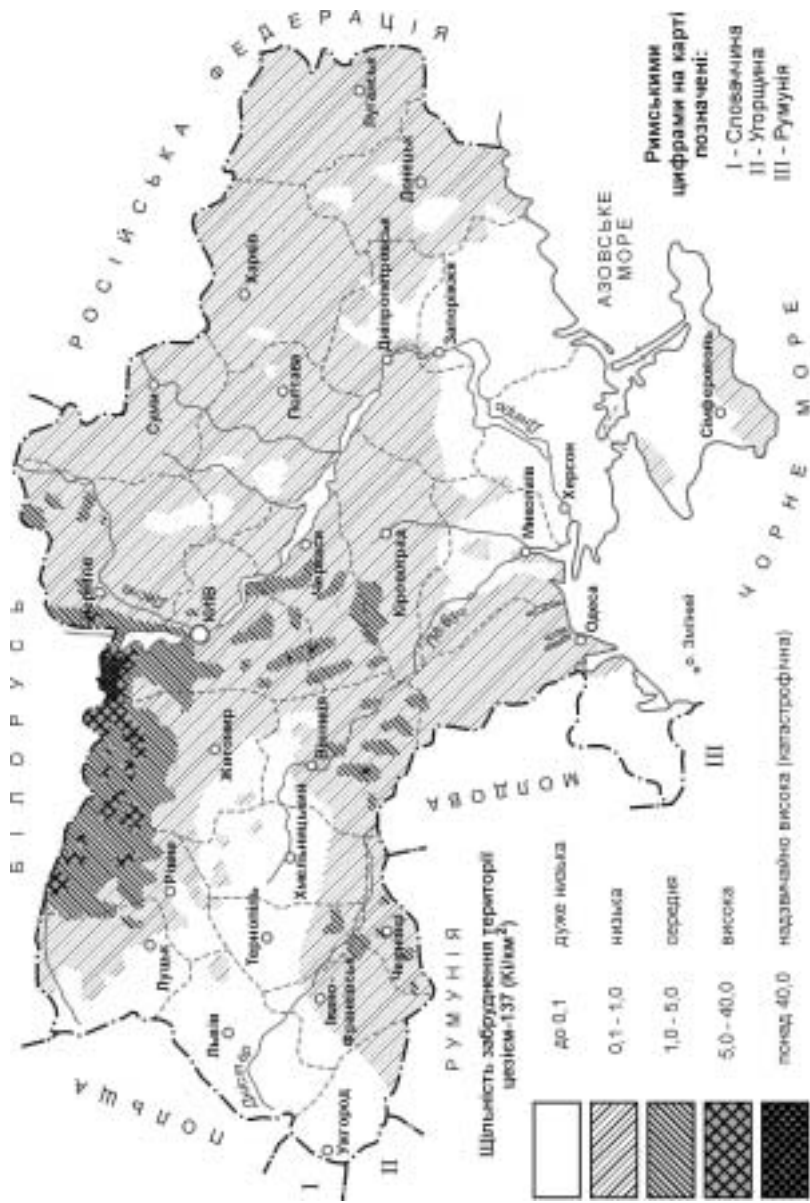


Рис. 17. Радіоактивне забруднення території України цезієм-137 (Україна..., 1996)

охоплюючи північні частини Київської, Житомирської і Рівненської областей. Причому щільність забруднення з просуванням на захід помітно зменшується. Приблизно у 30 кілометрах на схід від Овруча суцільна смуга надзвичайно високого радіоактивного забруднення (до 15–40 Кі/км²) розгалужується на дві частини – одна, більш забруднена, йде на південний захід до Коростеня, друга – окремими великими ареалами простягається на захід. На північний захід від Коростеня пролягає третя смуга надзвичайно високого забруднення, яка також простягається на захід.

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

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

В окремих місцях України в ґрунтах виявлені аномальні рівні плутонію, які здебільшого збігаються з ареалами забруднення ⁹⁰Sr. Максимальна кількість забруднених ділянок трапляється у Чернігівській області, де щільність плутонію коливається в межах 0,2–0,8 мКі/км².

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 ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr та іншими радіонуклідами має чітко виражений плямистий характер.

Саме тому й сьогодні є імовірність відкриття нових, малих за площею забруднених радіонуклідами площ по всій території України. Це стосується навіть тих територій, які не входять до зон чорнобильського забруднення. *Аерогаммазнімання*, на основі якого складена більшість карт радіоактивного забруднення, дає лише усереднене значення радіоактивності для маршруту завширшки 200–400 м, притому локальні високоактивні плями можуть залишатися непоміченими. Характер реального забруднення екосистем показаний на рис. 18. Як видно з рисунка, на відстані у декілька десятків метрів концентрація радіонуклідів може різко відрізнятись.

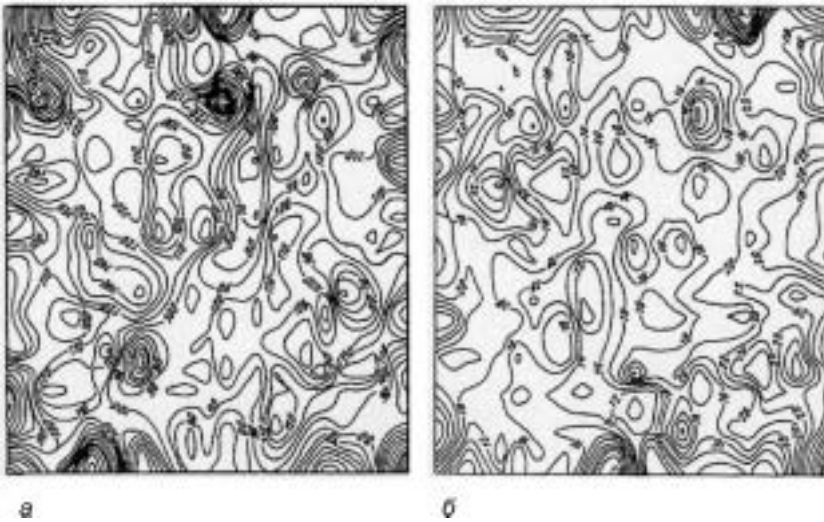


Рис. 18. Плямистість концентрації радіонуклідів в екосистемах 30-кілометрової зони ЧАЕС (Кі/км²): *а* – цезій-137, масштаб 1 : 500; *б* – цезій-144, масштаб 1 : 600 (Щеглов, 1999)

Особливості радіоактивного забруднення. Вплив Чорнобильської катастрофи на довкілля вивчали численні науково-дослідні колективи. Радіоекологічні дослідження спочатку проводили за умов жорсткої секретності. Негативні наслідки такої секретності відчуються до цього часу, незважаючи на опублікування багатьох результатів (Козубов, Таскаев, 1994; Sokolov, Krivolutsky, 1998).

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

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

Чорнобильська катастрофа призвела до загибелі значних просторів лісу на Українському Поліссі, який не витримав страшного радіаційного опромінення. В межах так званого „рудого лісу” радіоактивне забруднення досягало декількох тисяч Кі/км². Найбільше постраждали хвойні дерева, які у декілька разів радіочутливіші, ніж мішані або листяні. Опромінені сосни, ялини, берези і вільхи, особливо молоді, сформували певні відхилення від власної нормальної будови – *радіоморфози* (Гродзинський, 2000).

Результати сотень наукових робіт, які підсумовують вплив радіоактивного забруднення на природне середовище, свідчать про серйозні екологічні, в тому числі генетичні зміни в біоценозах. Нагадаємо лише деякі екологічні наслідки дії Чорнобильської катастрофи на довкілля (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 страшніші 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 приносу радіонуклідів водотоками із забруднених басейнів. Головними постачальниками радіонуклідів після аварії на Чорнобильській АЕС є стоки річок Дніпра і його основних поліських допливів Прип'яті, Десни і Тетерева. Нижня ділянка р. Прип'ять і верхня частина Київського водосховища були включені в 30-кілометрову зону відчуження. Нижче за течією Дніпро, його допливи та дніпровські водосховища стали головними шляхами перенесення радіонуклідів із забруднених територій у Чорне море.

Після Чорнобильської катастрофи найбільшого радіонуклідного забруднення зазнали водні об'єкти басейну Дніпра. На початку, в перші дні, радіонукліди потрапляли у водостоки в складі прямих скидів забруднених радіонуклідами водних мас атомної електростанції або атмосферними опадами з радіоактивних хмар. З часом надходження радіонуклідів у водотоки басейну Дніпра відбувалося внаслідок танення снігів та його змиву з водозбірних площ. Особливо активно процеси перенесення радіонуклідів відбувалися під час весняних повеней, коли посилювався змив з площі водозбору, перемішувалися донні відклади і з ними у воду потрапляли радіонукліди. Кількість радіонуклідів, що надходили із забруднених територій, змінювалась і залежала від водності року, формування дощових паводків і особливостей процесу сніготанення на площі басейну.

Потрапляючи у водні екосистеми, радіонукліди розподілялися між абіотичними компонентами довкілля (водою, донними й завислими відкладами) та гідробіонтами (Основи..., 2001). У післяаварійний період найшвидше звільнилися від радіоактивного забруднення малі допливи Дніпра з досить високою швидкістю течії. У багатьох непроточних озерах Полісся радіонукліди накопичувалися у донних відкладах. Ще складніші процеси, зумовлені міграцією радіонуклідів між водою, гідробіонтами і донними відкладами, відбуваються у дніпровських водосховищах, особливо Київському. Водосховища дніпровського каскаду є своєрідними буферними накопичувачами радіонуклідів (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 $3,7 \cdot 10^5$ Бк/дм³ (Основи..., 2001). Згодом (1986–1988 рр.) головними радіонуклідами, які реєструвалися в цій зоні, були ^{90}Sr , ^{137}Cs , плутоній-239 (^{239}Pu), америцій-241 (^{241}Am) з радіоактивністю понад 500 Бк/дм³ (Огородніков, 2002). З часом виявляється тенденція до зниження радіоактивного забруднення водних екосистем унаслідок розпаду короткоживучих радіонуклідів та переходу значної їхньої кількості у донні відклади.

Радіоактивне забруднення дніпровського каскаду. Проведені радіоекологічні дослідження (Огородніков, 2002; Ромась, 2002; Ромась, Пелешенко, Сілевич, 2002; Хільчевський, Курило, 2002 та ін.) свідчать, що Київське водосховище є найбільш значущим акумулятором хімічних сполук басейну Верхнього Дніпра та зв'язаних із ними радіонуклідів. Напрямок та інтенсивність розподілу і міграції радіонуклідів у водосховищі визначається фізико-хімічними властивостями води, донних відкладів та речовин, що в ньому містяться. Значний вплив на трансформацію форм радіонуклідів у водоймі мають гідробіоти, змінюючи просторову мікроструктуру, хімічний і гранулометричний склад донних відкладів.

Особливу роль у розподілі та накопиченні радіонуклідів у Київському водосховищі відіграють донні відклади (рис. 19). Найбільшу здатність накопичувати радіонукліди мають глина та мул на ділянках впадіння річок Прип'ять і Дніпро у верхній частині водосховища та при збільшенні глибини. Близько 50% завислого ^{137}Cs виноситься у водну екосистему наносами, серед яких значно переважає глиниста фракція. При цьому більша частина часток (до 73%) седиментується на дно (Войцехович, Лаптев, Канівець, 1996; Огородніков, 2002; Радиогеоэкология..., 1997).

Радіоактивного забруднення зазнали і п'ять водосховищ, що розміщені нижче за течією р. Дніпро: Канівське, Кременчуцьке, Дніпродзержинське, Дніпровське і Каховське (табл. 3). Найінтенсивніше забруднення донних відкладів усього 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 чіткіше почав вимальовуватися процес перерозподілу радіоактивного забруднення по площі дна цих водосховищ.

Як видно з табл. 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 .

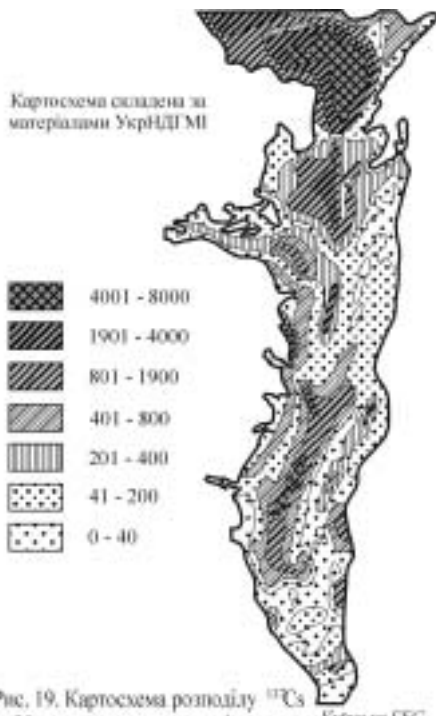


Рис. 19. Картограма розподілу ^{137}Cs у 20-сантиметровому шарі донних відкладів, у Бк/кг (Огородніков, 2002)

Як уже згадувалося, у гострий період аварії на Чорнобильській АЕС головним забруднювачем довкілля і, відповідно, відкритих водойм був радіоактивний йод. Його вміст у воді р. Прип'яті перевищувала 2000 Бк/дм³. Водночас вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr становив, відповідно, 500–1000 Бк/дм³ і 5–30 Бк/дм³ (Гидроэкологические..., 1992). З часом активність радіонуклідів у водних екосистемах Дніпра швидко зменшувалася.

Водотоки є головним шляхом транспортування радіонуклідів. Із збільшенням водності річки зростає і їх виніс. Усі екстремальні підвищення концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr були викликані сильними

паводками і затопленням заплавл на р. Прип'ять, особливо в межах зони відчуження (1988, 1991, 1993, 1994, 1997, 1999 рр.), що простежувалося аж до Чорного моря (Войцехович, Лаптев, Канівець, 1996; Огородніков, 2001; Радиогеоэкология..., 1997).

Таблиця 3

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

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

Радіонукліди іншого техногенного походження в Україні до Чорнобильської катастрофи за звичайних умов не були присутні у воді. Виняток становили глобальні опади в басейнах великих річок, що виникали в результаті випробувань ядерних бомб у атмосферному повітрі. Так у водах Дніпра вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr глобального „бомбового” походження коливався на рівні сотих частин бекереля на дм^3 (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 доаварійного природного рівня накопичення радіонуклідів у природному середовищі, пов'язаних з ними ступенів можливого негативного впливу на здоров'я населення, вся територія, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, поділяється на такі *радіоекологічні зони* (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 радіоекологічної трансформації з щільністю забруднення ґрунтового покриву понад доаварійний рівень ізотопами цезію від $15,0 \text{ Кі/км}^2$ та вище, або стронцію від $3,0 \text{ Кі/км}^2$ та вище, або плутонію від $0,1 \text{ Кі/км}^2$ та вище, а

також ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших чинників може перевищити 5,0 мЗв (0,5 бер) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період;

- *зона гарантованого добровільного відселення* – це територія, що зазнала значної радіоекологічної трансформації з щільністю забруднення ґрунтового покриву понад доаварійний рівень ізотопами цезію від 5,0 до 15,0 Кі/км², або стронцію від 0,15 до 3,0 Кі/км², або плутонію від 0,01 до 0,1 Кі/км², де ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших чинників може перевищити 1,0 мЗв (0,1 бер) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період;
- *зона посиленого радіоекологічного контролю* – це територія 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.

Усі радіоекологічні зони в Україні поділяють на радіаційно-небезпечні та радіоактивнозабруднені землі (Закон..., 1991).

Радіаційнонебезпечні землі передбачають неможливість постійного проживання населення в їхніх межах, а також господарського використання цих площ. Такі землі підлягають вилученню із лісо- і сільськогосподарського обігу. До них відносять території 30-кілометрової зони відчуження та зони безумовного відселення. *Радіаційнозабруднені землі* потребують проведення оптимізаційних заходів, спрямованих на зменшення додаткового опромінення та забезпечення нормальної господарської діяльності. До них відносять зони добровільного відселення та підсиленого радіоекологічного контролю.

Головною проблемою зони відчуження вважається її виведення з господарського використання. Розглянемо види діяльності, які заборонені у зонах відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення та умови використання цих земель (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 і устаткування, побутових речей тощо;
- ведення сільськогосподарської, лісогосподарської, виробничої та іншої діяльності, а також будівництво;
- випас худоби, порушення середовища, перебування диких тварин, спортивне та промислове полювання і рибальство, перегін свійських тварин, сплав лісу тощо;
- будь-яка інша практична і господарська діяльність, яка не забезпечує режим радіаційної безпеки.

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

Радіаційний стан. Найвищі значення вмісту радіонуклідів у атмосферному повітрі зареєстровані поблизу проммайданчику ЧАЕС, де сумарна активність досягала $3,3 \cdot 10^{-2}$ Бк/м³. Забруднення ¹³⁷Cs повітряного середовища всіх 54 пунктів радіоекологічного контролю характеризуються швидким спадом його концентрацій у 1986–1988 рр. і повільним зниженням останніми роками.

Під постійним радіоекологічним 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 р. Прип'яті головно 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 у період глибокої літньої межені. Винос ⁹⁰Sr у Київське водосховище становив лише 1,77 ТБк. Щільність ¹³⁷Cs у поверхневих водах зони відчуження протягом 2002 р. змінювалась у

звичайних для останніх років межах 0,05–0,10 кБк/м³, зрідка досягаючи значень 0,15 кБк/м³. Винос цього радіонукліду за рік становив 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 ¹³⁷Cs у воді водозаборів зони відчуження перебуває в межах 9–16 Бк/м³; ⁹⁰Sr – 3–13 Бк/м³, що практично перебуває на рівні можливості визначення при допустимому рівні вмісту радіонуклідів для питної води по вмісту ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs – 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 їх оцінюється у понад 800 одиниць і всі вони на сьогодні недіючі.

Загалом у зоні відчуження проведено дезактивацію території площею понад 30 тис. га, зібрані та захоронені на пунктах „Підлісний”, „ІІІ черга ЧАЕС” та „Буряківка” радіоактивні відходи об’ємом понад 700 тис. м³, дезактивовано матеріалів та обладнання близько 9 тис. т та ін. Останніми роками на пункти тимчасової локалізації щороку надходить понад 25 тис. м³ радіоактивних відходів.

Контрольні запитання

1. Головні джерела природної радіоактивності в Україні.
2. Головні техногенні джерела іонізуючого випромінювання в Україні.
3. Географія радіоактивного забруднення довкілля в Україні.
4. Особливості радіоактивного забруднення території України ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr. 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. Радіоекологічна безпека і прийнятний ризик

Радіоекологічна безпека. Забезпечення захисту природного середовища від впливу радіації під час проведення запобіжних або реабілітаційних радіоекологічних 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 природного середовища на Україні є гранично допустимі концентрації (ГДК) забруднювальних речовин, а критеріями оцінки інтенсивності антропогенного впливу – значення гранично допустимих скидів, викидів тощо. Відповідно до цих критеріїв основний документ, який забезпечує радіаційний захист „*Норми радіаційної безпеки*” (НРБУ-97) встановлює допустимий рівень впливу радіації на людину, що дорівнює 1 мЗв/рік (Норми..., 1997).

На відміну від нормування, розробленого для різних видів антропогенного впливу (хімічного, санітарно-гігієнічного), де існують часткові екологічні нормативи для окремих компонентів природного середовища, для радіаційного впливу до цього часу застосовувався принцип, згідно з яким вважають, що коли забезпечена радіаційна безпека людини, то захищене й довкілля (Криволюцкий, Успенская, Панфилов, 2001). Однак результати 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 природне середовище. При цьому у багатьох країнах світу почали застосовувати або розробляють стандарти, спрямовані на захист окремих компонентів екосистем від іонізуючого випромінювання. Розглядається можливість

введення нормативу у 10 мГр/день для забезпечення радіаційного захисту рослин та у 1 мГр/день – для тварин (Криволицкий, Успенская, Панфилов, 2001).

Розробка підходів щодо визначення допустимих рівнів впливу радіації на природне середовище має ґрунтуватися на принципі запобігання небажаного ризику. Тому аналіз прийнятності ризику впливу іонізуючого випромінювання на екосистеми стає одним з головних положень радіоекологічної безпеки. Відомі різні підходи до оцінки ризику впливу радіації на довкілля. Більшість фахівців-радіоекологів дійшли висновку, що забезпечення радіоекологічної безпеки має відбуватися на популяційному рівні (Криволицкий, Тихомиров, Федоров, 1987).

Прийнятний ризик. Розглянемо класифікацію потенційних екологічних ефектів впливу іонізуючого випромінювання на природне середовище (табл. 4).

Таблиця 4

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

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

Як видно з табл. 4, відсутність ризику впливу радіації на довкілля досягається лише за двох умов: відсутності радіоактивного забруднення і дії малих доз радіації. Саме за таких умов йдеться про *прийнятний ризик*. Без відповіді ще й на сьогодні залишається

запитання щодо визначення допустимого рівня безпечно малої дози опромінення.

Під час виявлення межі прийнятної ризику виникає певний нонсенс. Якщо оцінка потенційних впливів радіації на 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.

Так опромінення населення України в результаті радіоактивного забруднення природного середовища атомними електростанціями важко оцінити однозначно (Мисковець, 2002). По-перше, всі переваги, які дає електрична енергія для держави отримує 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 людина може прожити хвилини, без води – дні, а без їжі – тижні і навіть місяці. При цьому кожному зрозуміло, що коли в повітря потрапляють небезпечні радіоактивні речовини, то внаслідок великих об'ємів і динамічності атмосфери самоочищення відбувається досить 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 і об’єктивне ознайомлення з сучасними підходами щодо нормування радіаційного навантаження на 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 радіоекологічної безпеки стану довкілля. НРБУ–97 розроблені відповідно до основних положень Конституції та Законів України „Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення”, „Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку”, „Про поводження з радіоактивними відходами”.

В основу НРБУ–97 покладені рекомендації Міжнародної комісії з радіологічного захисту (МКРЗ), створені у 1989–1996 рр.; Міжнародні основні норми безпеки для захисту від іонізуючого випромінювання та безпеки джерел радіації (МАГАТЕ); позитивний досвід застосування Норм радіаційної безпеки у колишньому СРСР зразка 1976 та 1987 років; окремі положення Норм радіаційної безпеки Російської Федерації 1996 року; найважливіші наукові розробки вітчизняних та закордонних фахівців у галузі протирадіаційного захисту та радіаційної безпеки, а також у суміжних галузях.

Норми радіаційної безпеки України вважаються основним державним документом, що встановлює систему радіаційно-гігієнічних регламентів з метою забезпечення прийнятних рівнів забруднення довкілля та опромінення як для окремої людини, так і суспільства взагалі. Метою НРБУ–97 є визначення головних вимог щодо (Норми..., 1998):

- охорони 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 зразка 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 опромінюваних осіб: пацієнти і добровольці;
- розроблена логічна система мотивування рівнів опромінення людини з використанням моделі „вік – залежний параметр”;
- розрізнено 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 (див. рис. 20).

Під *практичною діяльністю* розуміється поведіння 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 стосовно різних видів діяльності людини ґрунтуються на основі використання таких принципів:

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



Рис. 20. Структура людської діяльності, зумовлена 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 стосовно певного джерела іонізуючого випромінювання мають бути настільки низькими, наскільки це можливо 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 як 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 і 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 зазнати додаткового поромінення;
- *категорія В (населення)* – решта населення країни.

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

У сучасному нормуванні радіаційної безпеки на 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 (Константинов, 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. 5).

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.

Таблиця 5

Ліміти дози сумарного внутрішнього і зовнішнього опромінення організмів і тканин людини (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	–

Отже, для персоналу ефективна доза за період трудової діяльності (50 років) становить 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 водоохоронну 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. У табл. 6 наведено можливий вміст їх у питній воді та гігієнічні регламенти за НРБУ–97.

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

Таблиця 6

Вміст природних радіонуклідів у воді та рівні їхньої дії, згідно з Нормами 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 – 20000 (78000)	15 – 60 (3000)	100,0
Радій-228	0,01 – 0,09	0,01	1,0

* В дужках зафіксовані максимальні значення

Міжнародна шкала ядерних подій. В НРБУ-97 цілий розділ присвячений загальному опису Міжнародної шкали ядерних подій, який дає змогу оперативну та узгоджено оповіщати загал 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 класифікують за семирівневою шкалою (додаток Е, Є). Нижні рівні (1–3) названо *радіаційними 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 Є 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 чимало 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. Отже, від початку впровадження нормування радіаційного навантаження доза зменшилася у 78 разів. У цей час упродовж ХХ ст. безпечний рівень опромінення населення зменшився аж у тисячі разів.

Концептуальні основи НРБУ–97 відповідають міжнародним стандартам, проте є й суттєві як позитивні, так і негативні відмінності. Серед позитивних рис необхідно відзначити 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 є ще низка недоопрацювань стосовно нормування техногенної радіації.

Опрацювання урядових документів щодо нормування радіаційного навантаження, розроблених на Україні та у Росії (Норми..., 1997; Нормы..., 1999), поряд із урахуванням порад провідних фахівців-радіоекологів (Гродзинський, 2001; Яблоков, 2000, 2001, 2002), допомогло виявити низку критичних зауважень до чинних норм радіаційного захисту.

Зауваження до НРБУ–97. Сучасні норми радіаційної безпеки, рекомендовані МАГАТЕ у 1990 році 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 залежність між дозою і 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 радіаційної безпеки недостатньо враховується процес розпаду радіонуклідів. Існує також значна різниця між гострим, фракціонованим та протяжним опроміненням, які недостатньо висвітлені у цьому документі.

Найважливішу роль в удосконаленні системи нормування та радіаційного захисту довілля повинно відіграти врахування *зміни радіочутливості*. Проблема полягає в тому, що всі розрахунки радіаційних норм розроблені для умовно „стандартної людини” – чоловіка білої раси віком 20 років із добрим станом здоров'я. Зрозуміло, що такої „стандартної людини”, як і „ідеального газу” у фізиці, в природі не існує. Загалом мінливість радіочутливості поділяється на *групову і 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 у 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 треба вважати нормування, яке враховуватиме необхідність захисту не „для середньої людини”, а для найчутливіших груп населення: вагітних жінок, дітей, пенсіонерів, хворих тощо.

Результати багаторічних радіоекологічних 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 бере 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 – зовсім інакший.

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



7.1. Основні положення радіоекологічного моніторингу

Проблеми організації радіоекологічного 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 була прийнята програма оцінки вмісту радіонуклідів у ґрунтах територій, прилеглих до ЧАЕС; комплексного аналізу радіологічної інформації щодо стану водних екосистем басейну р. Дніпра; забруднення атмосферного повітря; контролю стану ядерного реактора та ін. До виконання цієї програми були залучені науково-дослідні організації і установи, що володіють досвідом та відповідним обладнанням для радіоекологічного контролю. Однак на першому етапі радіоекологічні дослідження проводили, керуючись різними теоретичними і методичними підходами, що спричиняло до одержання практично несумісних кінцевих результатів і даних.

Критично оцінюючи помилки, яких припустилися підрозділи Національної академії наук, Державний комітет гідрометеорології, інші державні і наукові відомства України, була розроблена уніфікована методика відбору радіаційних промірів, визначення активності радіонуклідів, аналізу отриманих даних. На її основі створена дієва мережа радіоекологічного моніторингу 60-кілометрової зони довкола ЧАЕС, контролю радіаційного стану поверхневих і підземних водних екосистем, підготовлене програмне геоінформаційне забезпечення, необхідне для прогнозу поведження радіонуклідів у системі водойм дніпровського каскаду, моніторингу біоценозів, сільськогосподарської продукції, медико-демографічного стану населення.

Разом з тим головним недоліком усіх попередніх моніторингових робіт була їхня роз'єднаність, відсутність взаємодії радіометричних спостережень і їхньої чіткої просторової прив'язки, що не давало можливості зводити й робити повторний контроль здобутих даних. Залишалось невиконаним головне завдання радіоекологічних 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 і економічних причин плановане на початку робіт з ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи створення єдиного інтегрованого банку радіоекологічних даних на Україні, в Білорусії і Росії не виконане й сьогодні.

Радіоекологічний моніторинг на Україні здійснюється з метою комплексної оцінки впливу нової техногенної радіогеохімічної провінції, що виникла в результаті Чорнобильської катастрофи, на екологічну ситуацію в зоні сильного радіоактивного забруднення і в Україні в цілому.

У структурі державної системи радіометричного контролю виділяються три функціональних типи радіоекологічного моніторингу: *базовий* (стандартний), *кризовий* (оперативний) і *науковий* (Чорнобильська..., 1996). Базовий моніторинг проводиться систематично з оптимально вибраною кількістю радіоекологічних 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 радіоекологічного контролю в Україні, створений з метою детального аналізу окремих показників природного середовища, для прогнозування довгострокових 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 радіоекологічного 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 урбоєкосистем та надто забруднених промислових районів; *детальний* (масштаб 1 : 10 000 – 1 : 2 000 і крупніше), спрямований на вивчення елементів урбоєкосистеми та інших природно-техногенних систем нижчих порядків.

Головними завданнями радіоекологічного моніторингу вважають:

- 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 природного середовища, згідно з параметрами, що характеризують радіаційну ситуацію у забрудненій зоні і за її межами;
- 3) виявлення тенденцій зміни рівнів забруднення довкілля в 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 і в Україні в цілому.

Радіоекологічний моніторинг в Україні здійснюється згідно з його науково-обґрунтованими розділами, 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 та підземних водних екосистем; моніторингу природоохоронних територій; моніторингу локальних джерел існуючого і потенційного радіоактивного забруднення; медичного й санітарно-гігієнічного моніторингу.

7.2. Напрями радіоекологічного моніторингу

Радіоекологічний моніторинг ґрунтується на інформації, здобутої за допомогою методів дозиметричного контролю, які використо-

вують з метою вивчення радіаційної обстановки на об'єктах природно-техногенного середовища.

Радіогеохімічний 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 радіогеохімічного 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 на 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, довкола ЧАЕС створена радіально-концентрична мережа з 540 реперних пунктів спостережень. Така „ідеальна” мережа радіогеохімічного моніторингу в подальшому скоректована з урахуванням структури природних ландшафтів у межах зони відчуження.

Інститутом географії НАН України (Давидчук, Сорокіна, Калиненко та ін., 1999) розроблене методичне обґрунтування екстраполяції здобутих даних на поліські ландшафти суміжних із зоною відселення територій. Крім того, виконане ландшафтно-геохімічне районування дало змогу оцінити роль геохімічних ландшафтів у формуванні міграційного потоку радіонуклідів за рахунок площинного змиву й інфільтрації (рис. 21).

Моніторинг водних екосистем. Необхідність організації моніторингу водних екосистем на 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 радіоекологічних досліджень водних екосистем басейну Дніпра, науково-дослідні установи здійснювали моніторинг на всьому каскаді дніпровських водоймищ (див. рис. 22), у Чорному морі, на всіх головних річках України: Десні,

Прип'яті, Тетереві, Південному Бузі, Дністрі, Ужі та інших, у місяцях міських водозаборів (Радиогеоэкология..., 1997, 1998).

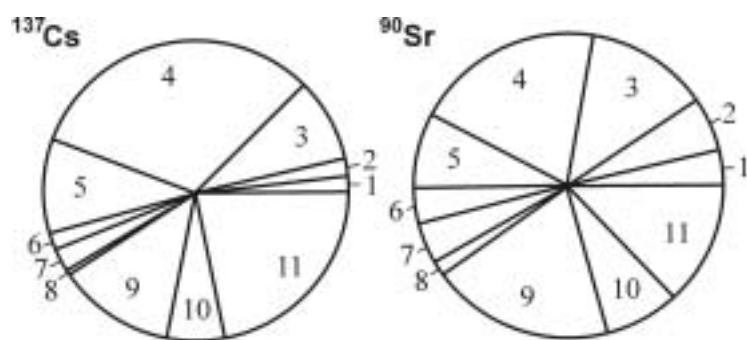


Рис. 21. Схильність поліських ландшафтів до площинного змиву ^{137}Cs і ^{90}Sr (у % запасу радіоактивності) (Чорнобильська..., 1996):

Ландшафти: 1 – з інтенсивним змивом та поверхневим стоком; 2 – зі змивом середньої активності; 3 – із слабким змивом; 4 – з дуже слабким змивом; 5 – відсутність змиву; 6 – зони транзиту; 7 – зони акумуляції; 8 – низької заплави; 9 – високої заплави; 10 – дуже високої заплави; 11 – заболоченої частини заплави

У результаті досліджень зібрані дані щодо радіоактивного забруднення водозаборів, донних мулів, поверхневих та ґрунтових вод, особливості і 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.

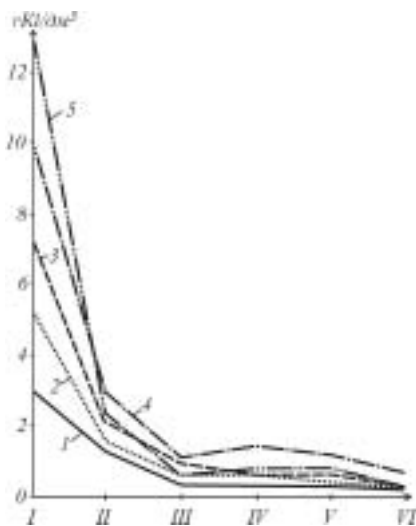


Рис. 22. Динаміка вмісту ¹³⁷Cs за довжиною дніпровського каскаду водосховищ (Чорнобильська..., 1997):

I – Київське, *II* – Канівське, *III* – Кременчуцьке, *IV* – Дніпродзержинське, *V* – Запорізьке, *VI* – Каховське

1–5 – розподіл активності ¹³⁷Cs водного розчину (*1*), завислих частинок (*2*), водних ценозів (*3*), мулів (*4*) і донних відкладів (*5*)

На основі здобутих даних радіоекологічного 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.

Радіогідрогеологічний моніторинг. До Чорнобильської катастрофи довкола АЕС не існувало спеціальної мережі радіогідрогеологічного моніторингу. Тому у 1986 р. для спостережень за станом радіоактивного забруднення підземних вод на ЧАЕС використовували малоприматні 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 радіоекологічного 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 радіогідрогеологічного 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 радіогідрогеологічного моніторингу через її технічну складність і високу вартість створювали протягом багатьох років з урахуванням досвіду, який накопичувався, та результатів радіоекологічних досліджень. Крім того, сучасна моніторингова мережа містить у собі раніш законсервовані пункти радіоекологічного контролю. Їхнє залучення у режимні спостереження зумовлюється подальшим розширенням програми радіоекологічного 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 радіоекологічного 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. Радіоекологічне картографування і прогнозування

З радіоекологічним моніторингом тісно пов'язане радіоекологічне картографування і прогнозування, притому картографування різних радіоекологічних показників варто розглядати як основу для проведення моніторингу, а прогнозування – як найважливіший його наслідок.

Огляд картографічного матеріалу. З політичних та економічних причин картографічні роботи на Україні проводили в обмежених обсягах і з недостатньою повнотою. Їхній головний недолік полягав у тому, що радіоекологічне 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 відчуження. Все це, незважаючи на те, що існують значні обсяги накопиченої аналітичної бази даних, головню щодо щільності забруднення ^{137}Cs , яка становить сотні тисяч визначень. За умови геоінформаційного опрацювання всієї зібраної інформації проблема комплексного радіоекологічного картографування території України буде успішно вирішена.

На сьогодні створені два варіанти карт щільності забруднення всієї території України ^{137}Cs (на 1989 і 1991 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). Підготовлена до опублікування перша версія карти забруднення ізотопами плутонію.

Недоліки картографічного матеріалу. Незважаючи на виняткове значення існуючих радіоекологічних 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 $1,5 \text{ мКі/км}^2$ і 150 мКі/км^2 , тобто у двічі – тричі вище рівня глобальних випадань цих радіонуклідів, то для ^{137}Cs він дорівнює 1 Кі/км^2 , 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, вводячи 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/км^2 , 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 $0,5 \text{ Кі/км}^2$ за ^{137}Cs) райони

Київської, Житомирської, Рівненської і Волинської областей. У цій роботі вперше зроблена спроба розширити рамки реально проведеного картографування радіаційної обстановки до власне радіоекологічного картографування. Атлас охоплює карти екологічного стану природного середовища; щільності поверхневого забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr ; міграції радіонуклідів; захворюваності населення, які підсумовуються в інтегральній карті оцінки ступеня радіоекологічної безпеки проживання населення на території Українського Полісся.

Побудовані в такий спосіб карти є результатом детальних теоретико-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 радіоекологічної оцінки, а саме – до радіоекологічного 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 і основні положення радіоекологічного моніторингу.
2. Актуальні напрями радіоекологічного моніторингу.
3. Радіоекологічне картографування і програмування. Огляд сучасного картографічного матеріалу.



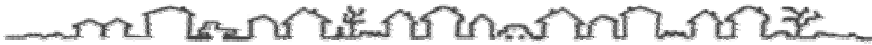
СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ



1. *Гидроэкологические* последствия аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. акад. Д.М. Гродзинского. – К.: Наук. думка, 1992. – 267с.
2. *Гродзинський Д.М.* Радіобіологія: Підручник. – К.: Либідь, 2000. – 448с.
3. *Доповідь* про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2002 році. – К.: Державний комітет ядерного регулювання України, 2003. – 82с.
4. *Козлов В.Ф.* Справочник по радиационной безопасности. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 352с.
5. *Константинов М.П., Журбенко О.А.* Радіаційна безпека: Навчальний посібник. – Суми: ВТД „Університетська книга”, 2003. – 151с.
6. *Максимов М.Т., Оджагов Г.С.* Радиоактивные загрязнения и их измерение. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 154с.
7. *Маргулис У.Я.* Атомная энергетика и радиационная безопасность. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 220с.
8. *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. – 40с.
9. *Москалев Ю.И.* Отдаленные последствия воздействия донизующих излучений. – М.: Медицина, 1991. – 464с.
10. *Норми радіаційної безпеки України (НРБУ–97).* – К., 1997. – 121с.
11. *Пишенина Т.И.* Ионизирующее излучение. Нормирование. Контроль. – Одесса, 1996. – 136с.
12. *Радиация. Дозы, эффекты, риск* / Пер. с англ. – М.: Мир, 1990. – 79с.
13. *Холл Э. Дж.* Радиация и жизнь / Под ред. Л.И. Ильина; Пер. с англ. – М.: Медицина, 1989. – 256 с.
14. *Чернобыльская катастрофа* / За ред. В.Г. Бар'яхтара. – К.: Наук. думка, 1996. – 576с.
15. *Яблоков А.В.* Миф о безопасности малых доз радиации: Атомная мифология. – М., 2002. – 145с.



СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ



1. *Атлас* Геологія і корисні копалини України. Масштаб 1 : 5 000 000. – К., 2001. – 168с.
2. *Атлас* Україна. – К.: НВП „Картографія”, 1996. – 32с.
3. *Бак З., Александер П.* Основы радиобиологии. – М.: Изд-во иностр. лит., 1963. – 500с.
4. *Бойчук Ю.Д., Солошенко Е.М., Бугай О.В.* Екологія і охорона навколишнього середовища: Навчальний посібник. – 2-ге вид. – Суми: ВТД „Університетська книга”, 2003. – 284с.
5. *Бочков Н.П.* Хромосомы человека и облучение. – М.: Атомиздат, 1976. – 162с.
6. *Войцехович О.В., Лантев Г.В., Канівець В.В.* Радіаційне забруднення водних об’єктів зони відчуження ЧАЕС // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. – К.: Чорнобиль-Інтерінформ, 1996. – Вип. 1 (6). – С. 37–44.
7. *Гайнріх Д., Гергт М.* Радіоактивність // Екологія: dtv-Atlas. – К.: Знання-Прес, 2001. – С. 58–59; 202–207.
8. *Гамалій І.П.* Обґрунтування змісту та організації радіоекологічного моніторингу агроландшафтів з плямистим радіоактивним забрудненням // Регіональні екологічні проблеми: Збірник наукових праць. – К.: Обрії, 2002. – С. 126–128.
9. *Гидроэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС /* Под ред. акад. Д.М. Гродзинского. – К.: Наук. думка, 1992. – 267с.
10. *Гродзинський Д.М.* Радіобіологія: Підручник. – К.: Либідь, 2000. – 448с.
11. *Гродзинський Д.М.* Радиобіологія рослин. – К.: Наук. думка, 1989. – 380с.
12. *Гукалова І.В.* Екологічні і соціальні пріоритети розвитку радіаційно забруднених регіонів України // Регіональні екологічні проблеми: Збірник наукових праць. – К.: Обрії, 2002. – С. 274–277.

13. Давидчук В.С., Сорокіна Л.Ю., Калиненко Л.В., Гринюк Н.Р. Застосування ландшафтного підходу при обґрунтуванні реабілітації радіоактивно забруднених земель // Ландшафт як інтегруюча концепція ХХІ сторіччя: Збірник наукових праць. – К., 1999. – С. 205–208.
14. Доповідь про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2002 році. – К.: Державний комітет ядерного регулювання України, 2003. – 82с.
15. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-97). – К., 1997. – 34с.
16. Закон України „Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку”. Верховна Рада України, 2000.
17. Закон України „Про правовий режим території, яка піддається радіоактивному забрудненню внаслідок Чорнобильської катастрофи”. Верховна Рада України, 1991.
18. Закон України „Про поводження з радіоактивними відходами”. Верховна Рада України, 1995.
19. Закон України „Про видобування та переробку уранових руд”. Верховна Рада України, 1997.
20. Закон України „Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань”. Верховна Рада України, 1998.
21. 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.
22. Закон України „Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії”. Верховна Рада України, 2000.
23. Закон України „Про фізичний захист ядерних установок, ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання”. Верховна Рада України, 2000.
24. Закон України „Про цивільну відповідальність за ядерну шкоду та її фінансове забезпечення”. Верховна Рада України, 2001.
25. Заставний Ф.Д. Великомасштабні територіальні природоохоронні проблеми / Географія України. – Львів: Світ, 1994. – С. 108–115.
26. Іванов Є.А. Ландшафтно-геохімічна оцінка геокомплексів в умовах впливу гірничодобувної промисловості // Україна та глобальні процеси: географічний вимір: Матеріали VIII з'їзду Українського географічного товариства. – К.: Обрій, 2001. – Т. 4. – С. 35–40.

27. *Іванов Є.* Оцінка стану хімічного і радіоактивного забруднення антропогенно-обумовлених геокомплексів // Сучасна географія та навколишнє природне середовище: Збірник наукових праць. – Вінниця, 1999. – С. 30–32.
28. *Іванов В.И., Лысцов В.Н.* Основы микродозиметрии. – М.: Атомиздат, 1979. – 192с.
29. *Кадастр* радіоактивного забруднення водних об'єктів України місцевого водокористування. Том 1. Радіогідроекологічний стан і використання водойм та загальнометодологічні проблеми / В.М. Самойленко. – К.: Ніка-Центр, 1998. – 192с.
30. *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. – 160с.
31. *Коваленко Л.И.* Радиометрический ветеринарно-санитарный контроль кормов, животных и продуктов животноводства. – К.: Урожай, 1987. – 89с.
32. *Коваль В.Б.* Радіоактивність природна // Геогр. енциклопедія України. – К.: Укр. енциклопедія, 1993. – Т. 3. – С. 112.
33. *Козлов В.Ф.* Справочник по радиационной безопасности. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 352с.
34. *Козубов Г.М., Таскаев А.И.* Радиобиологические и радиоекологические исследования древесных растений (по материалам 7-летних исследований в районе аварии на Чернобыльской АЭС). – СПб: Наука, 1994. – 265с.
35. *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. – 136с.
36. *Константинов М.П., Журбенко О.А.* Радіаційна безпека: Навчальний посібник. – Суми: ВТД “Університетська книга”, 2003. – 151с.
37. *Константинов Н.П., Журбенко А.А.* Методические указания к лабораторной работе „Методы обнаружения и измерения ионизирующих излучений”. – Одесса: ОГАПТ, 1999. – 43с.
38. *Краткая* историческая сводка по нормативным пределам годовых доз в США // Энергетика и безопасность. – 2001. – № 15. – С. 9.

39. *Криворучкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А.* Биоиндикация и экологическое нормирование // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. – М., 1987. – С. 34–39.
40. *Криворучкий Д.А., Успенская Е.Ю., Панфилов А.В.* Принципы обеспечения радиационно-экологической безопасности // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. – 2001. – № 6. – С. 3–7.
41. *Кузин А.М.* Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. – М.: Наука, 1991. – 116с.
42. *Курортні ресурси України.* – К.: ЗАТ „Укрпрофоздоровниця”, „ТАМЕД”, 1999. – 344с.
43. *Лось И.П., Войцехович О.В., Шепелевич К.И.* Радиация и вода: Опыт обеспечения радиологической защиты в управлении качеством воды после аварии на Чернобыльской АЭС: Монография. – К.: Науч. центр радиационной медицины АМН, УкрНИГИ, 2001. – 104с.
44. *Лукашев Д.В.* Гидробиологический режим водоема-охладителя после снятия с эксплуатации Чернобыльской АЭС // Екологічні дослідження річкових басейнів Лівобережної України: Збірник наукових праць. – Суми: СумДПУ ім. А.С. Макаренка, 2002. – С. 88–94.
45. *Лялюк О.* Соціально-екологічні напрямки захисту від забруднення радіонуклідами // Сучасна географія та навколишнє природне середовище: Збірник наукових праць. – Вінниця, 1999. – С. 46–47.
46. *Максимов М.Т., Оджагов Г.С.* Радиоактивные загрязнения и их измерение. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 154с.
47. *Маргулис У.Я.* Атомная энергетика и радиационная безопасность. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 220с.
48. *Малишева Л.Л.* Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану територій: Монографія. – К.: РВЦ “Київський університет”, 1997. – 264с.
49. *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. – 40с.
50. *Мисковець І.Я.* Оцінка еколого-радіаційного стану території, забрудненої радіонуклідами // Гідрометеорологія і охорона навколишнього середовища–2002: Тези доповідей. – Одеса, 2002. – С. 288–289.
51. *Москалев Ю.И.* Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений. – М.: Медицина, 1991. – 464с.

52. *Національна доповідь, розроблена відповідно до Об'єднаної Конвенції про безпеку поводження з відпрацьованим паливом та про безпеку поводження з радіоактивними відходами.* – К., 2003. – 95с.
53. *Нейко Є.М., Рудько Г.І., Смоляр Н.І.* Медико-геоекологічний аналіз стану довкілля як інструмент оцінки та контролю здоров'я населення. – Івано-Франківськ – Львів: ЕКОР, 2001. – 350с.
54. *Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97).* – К., 1997. – 121с.
55. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99).* Санитарные правила СП 2.6.1.758-99. – М.: Минздрав России, 1999. – 130с.
56. *Огородніков А.В.* Притік радіонуклідів із річковими водами, питання балансу радіонуклідів та радіоактивне забруднення донних відкладів Київського водосховища // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. збірник. – Київ – Луцьк: РВВ Луцького ДГУ, 2002. – Т. 4. – С. 145–151.
57. *Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-72/87.* – М., 1988. – 38с.
58. *Пишенина Т.И.* Ионизирующее излучение. Нормирование. Контроль. – Одесса, 1996. – 136с.
59. *Петин В.Г., Журавская Г.Л., Пантюхина А.Г., Рассохина А.В.* Малые дозы и проблема синергетического взаимодействия факторов окружающей среды // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – Т. 39. – № 1. – С. 113–126.
60. *Перцов Л.А.* Природная радиоактивность биосферы. – М.: Атомиздат, 1964. – 315с.
61. *Полетаєва Л.М., Корбан Д.В.* Стан радіаційної небезпеки на Україні // Гідрометеорологія і охорона навколишнього середовища–2002: Тези доповідей. – Одеса, 2002. – С. 305–306.
62. *Положенець В.М.* Виробництво екологічно чистої продукції в зоні, що постраждала від наслідків Чорнобильської катастрофи // Екологічна безпека техногенно перевантажених регіонів та раціональне використання надр: Матеріали науково-практичної конференції. – К., 2001. – С. 192–196.
63. *Приставка П.О., Серебряна М.З., Аніщенко О.Л.* Інформаційна технологія візуалізації розподілу техногенних забруднень від хвостосховища радіоактивних відходів // Регіональні екологічні проблеми: Збірник наукових праць. – К.: Обрії, 2002. – С. 365–367.

64. *Радиация. Дозы, эффекты, риск / Пер. с англ.* – М.: Мир, 1990. – 79с.
65. *Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Том 1. Мониторинг радиоактивного загрязнения природных вод Украины.* – К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. – 310с.
66. *Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Том 2. Прогнозы загрязнения вод, оценки рисков водопользования и эффективности водоохранных контрмер для водных экосистем зоны влияния Чернобыльской аварии.* – К.: ВИПОЛ, 1998. – 278с.
67. *Радиометр бета-, гамма-излучения РКС–20.03 „Прип’ять”.* Паспорт Гд Б68.00.00.000 ПС, 1991. – 49с.
68. *Ромась М.І. Оцінка впливу АЕС на водні ресурси // Гідрометеорологія і охорона навколишнього середовища–2002: Тези доповідей.* – Одеса, 2002. – С. 272–273.
69. *Ромась М.І., Пелешенко В.І., Сілевич С.О. Вплив атомних електростанцій на якість поверхневих вод // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. збірник.* – Київ – Луцьк: РВВ Луцького ДТУ, 2002. – Т. 4. – С. 155–158.
70. *Самойленко В.М. Комплексне районування радіоактивно забруднених територій Полісся і півночі Лісостепу за гідрологічно-ландшафтними умовами та можливими радіоекологічними наслідками місцевого водо- і ресурсокористування.* – К.: Ніка-Центр, 1999. – 280с.
71. *Сапожников Ю.А., Бердоносков С.С. Радиоэкология // Химическая энциклопедия.* – М.: БРЭ, 1995. – Т. 4. – С. 173.
72. *Сельскохозяйственная радиоэкология.* – М.: Экология, 1991. – 397 с.
73. *Токсико-гигиеническая характеристика породы террикона шахты № 8 „Великомостовская”.* – ЛоДНГМИ, Укрзападуголь, 1992. – 8с.
74. *Україна. Забруднення природного середовища. Масштаб 1 : 2 000 000 / В.А. Барановський.* – К.: Укргеодезкартографія, 1996.
75. *Україна. Екологічна ситуація. Масштаб 1 2 000 000 / В.А. Барановський, Л.Г. Руденко, І.О. Горленко, В.П. Разов.* – К.: Укргеодезкартографія, 1996.
76. *Хільчевський В.К., Курило С.М. Концептуальна модель міграції стронцію-90 в підземні і поверхневі води зони відчуження Чорнобильської АЕС // Регіональні екологічні проблеми: Збірник наукових праць.* – К.: Обрії, 2002. – С. 32–34.

77. Холл Э. Дж. Радиация и жизнь / Под ред. Л.И. Ильина; Пер. с англ. – М.: Медицина, 1989. – 256 с.
78. Часников И.Я. Эхо ядерных взрывов. – Алматы, 1996. – 98с.
79. Чернобыльська катастрофа / За ред. В.Г. Бар'яхтара. – К.: Наук. думка, 1996. – 576с.
80. Шматков Г.Г., Аніщенко О.Л. Вплив хвостосховища радіоактивних відходів на радіаційну обстановку і забруднення ґрунтів важкими металами в зоні спостереження // Регіональні екологічні проблеми: Збірник наукових праць. – К.: Обрії, 2002. – С. 244–245.
81. Штреффер К. Радиационная биохимия. – М.: Атомиздат, 1972. – 199с.
82. Шубик В.М. Ионизирующие излучения и иммунитет. – М.: Атомиздат, 1977. – 148с.
83. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 1999. – 268с.
84. Экологическая геология Украины: Справочное пособие. – К.: Наук. думка, 1993. – 407с.
85. Яблоков А.В. Миф о безопасности атомных энергетических установок: Атомная мифология. – М., 2000. – 88с.
86. Яблоков А.В. Миф о безопасности малых доз радиации: Атомная мифология. – М., 2002. – 145с.
87. Яблоков А.В. Миф о незначительности последствий Чернобыльской катастрофы: Атомная мифология. – М., 2000. – 112с.
88. Яблоков А.В. Миф о необходимости строительства АЭС: Атомная мифология. – М., 2000. – 84с.
89. Яблоков А.В. Миф об экологической чистоте атомной энергетики: Атомная мифология. – М., 2001. – 136с.
90. Sokolov E., Krivolutsky D. Change in ecology and biodiversity after a nuclear disaster in the Southern Urals. – Sofia: Pensoft, 1998. – 228p.



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 енергогенеруючої 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.nsrl.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 радіоекології (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).

$$A = dN / dt. \quad (6)$$

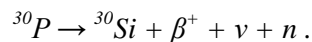
Альфа-випромінювання (α -випромінювання) – корпускулярне іонізуюче випромінювання, яке складається з альфа-частинок (ядер гелію – двох протонів і двох нейтронів), що випромінюються під час радіоактивного розпаду чи при ядерних ланцюгових реакціях і перетвореннях. Воно виникає в трьох природних радіоактивних рядах. Альфа-частинки енергоємні (1–10 МеВ), але через роздрібність мають незначну проникну здатність і 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 виробництва електричної енергії;

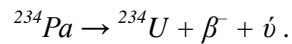
атомна станція теплопостачання – ядерний об’єкт, створений для постачання гарячої води; атомна теплоелектроцентрально – атомна станція, призначена для виробництва як теплової, так і електричної енергії.

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 МеВ). 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 поведінням 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 і 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, їх 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 отримує 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.

$$H_T = D_T \times W_R. \quad (7)$$

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 добутків еквівалентних доз H_T в окремих органах і тканинах людини на відповідні тканинні зважуючі чинники W_T :

$$E = \sum H_T \times W_T. \quad (8)$$

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):

$$D = d_e / d_m. \quad (9)$$

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 (радіоекологічний) – система вимірювань та розрахунків, спрямована на оцінку доз опромінення окремих осіб або груп людей, а також радіаційного стану 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 екосистеми 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 радіоекологічний – система визначення вмісту радіонуклідів у компонентах природного середовища, доз опромінення населення та їхнє прогнозування з метою здобуття достовірної інформації 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 – 10⁵ 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 радіоекологічного 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 (Кі/кг).

Питома радіоактивність об'ємна – величина, яка визначається як відношення кількості розпадів за секунду до одиниці об'єму радіоактивної речовини. Одиниця вимірювання – Бк/л або Бк/м³ (Кі/л або Кі/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 контрольованого збільшення дози опромінення.

Природна радіація – опромінення, що створюється космічними променями та земними радіонуклідами за винятком техногенно-підсиленних 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 радіоекологічні аномалії – території з підвищеною концентрацією природної радіації у довкіллі. В Україні природні аномалії (уранові, радонові, торієві) 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 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 радіоекології, який вивчає механізми виникнення генетичних, спадкових змін й мутацій унаслідок опромінення клітин, процеси їхнього збереження, перетворення тощо.

Радіаційна географія – самостійний науковий напрям або розділ радіоекології, 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 радіоекології, який досліджує процеси передачі енергії іонізуючого випромінювання на рівні атомів і молекул.

Радіаційна хімія – самостійний науковий напрям або розділ радіоекології, 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 іонізу-

ючого 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 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 допустимим 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 – самостійний науковий напрям або розділ радіоекології, який вивчає дію іонізуючого випромінювання на біоценози різних рівнів, у тому числі на тваринні і рослинні угруповання та людину.

Радіобіологічний ефект – відповідна реакція живої клітини або цілого організму на його опромінення. Виділяють детерміністичні й стохастичні радіобіологічні ефекти: радіостійкість, радіочутливість, метаболічну виживаність, системні радіаційно-біохімічні перетворення і модифікації на рівнях ДНК, РНК, клітин і організмів.

Радіоекологія – науковий напрям в екології, що досліджує різноманітні аспекти дії іонізуючого випромінювання на екосистеми.

Радіоекологічний 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 і 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 залози, 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 і установки, 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 переробки та збагачення палива до видалення й зберігання радіоактивних відходів.

**Характеристика сучасних дозиметрів-радіометрів
(<http://www.koro.dp.ua>; <http://www.ecotest.ua>)**

За технічними та конструктивними характеристиками радіометричні прилади поділяються на (Константінов, Журбенко, 2003):

- *кишенькові* – для індивідуального дозиметричного контролю;
- *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 та ін.

***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 застосувати 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 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 і його статистичну похибку. Призначені для вимірювання потужностей еквівалентної, поглиненої та експозиційної дози рентгенівського та гамма-випромінювання. Здатні працювати з подовженою штангою для вимірювання у важкодоступних місцях, працюють від акумуляторів (12 Вт) і 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 рентгенорадіологічних процедур. Діапазон реєструє поглинену дозу на площі від 1 до 104 сГр \times см 2 . Працює від акумулятора (40 Вт), маса не перевищує 4,2 кг.

Радонівий 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 м 3 . У радіометрі передбачена можливість зберігання для понад 100 результатів промірів.

Додаток В

Атомна енергетика у світі станом на 1999 р.

(Бойчук, Солошенко, Бугай, 2003; Константинов, Журбенко, 2003)

Країна	К-ть діючих реакторів (реакторів, що будуються)	Повна потужність усіх АЕС, ГВт	Вироблено електроенергії, ГВт×год	Частка виробництва від загальної, %
Литва	2	2,4	9,9	83,4
Франція	57 (3)	63,1	160,4	77,4
Бельгія	7	5,7	46,6	57,2
Швеція	12	9,4	70,1	52,4
Словаччина	4 (4)	4,2	13,1	44,5
Швейцарія	5	3,2	23,5	44,4
Україна	16 (4)	12,1	67,4	43,8
Болгарія	6	3,5	14,5	42,2
Угорщина	4	1,7	14,1	40,8
Словенія	1	–	4,4	37,9
Вірменія	1	0,4	2,1	36,7
Південна Корея	11 (5)	13,0	97,8	35,8
Японія	53 (2)	43,7	303,3	33,4
Іспанія	9	7,5	56,5	32,0
Німеччина	20	21,1	160,4	30,3
Фінляндія	4	2,7	22,1	28,1
Великобританія	35	13,0	67,4	26,0
Тайвань	6	4,9	36,9	25,3
США	110	97,5	727,7	21,9
Чехія	4 (2)	1,7	13,4	20,0
Канада	21	10,0	69,3	16,0
Росія	29 (4)	19,8	110,9	13,1
Румунія	1	0,7	4,8	10,7
Аргентина	2	0,9	6,6	9,0
ПАР	2	1,8	13,5	7,1
Мексика	2	1,4	10,0	5,2
Нідерланди	1	0,5	3,4	4,0
Індія	11	1,9	11,5	2,7
Бразилія	1	0,6	4,0	1,3
Китай	3	2,2	14,1	1,2
Пакистан	1	0,1	0,1	0,1
Разом	441	349,0	2 159,8	5,9

**Легенда до ландшафтно-радіогеохімічної карти
терикону шахти „Візейська”**

Місцевість: А. Слабодреновані межиріччя з озерно-льодовиковими пониженнями, складені малопотужними флювіогляціальними і давньоозерними супісями з лучно-болотною рослинністю на торфово-болотних ґрунтах і торфовищах, частково осушені і розорані.

Урочища: 1) рівні і слабоввігнуті поверхні з лучною і чагарниковою рослинністю на торфово-болотних ґрунтах; 2) рівні поверхні з вільшаниками і вторинними луками на торфово-болотних ґрунтах; 3) слабоввігнуті пониження з болотною рослинністю на торфовищах.

Антропогенна місцевість: Б. Крутосхилий антропогенний горб, складений крейдовими і кам'яновугільними пісковикомо-аргілітовомо-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 пісковиками 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 і 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 спадистих і дуже крутих схилах; 6) закам'янілих ступінчастих сильноспадистих схилах; 7) закам'янілих рівних поверхнях; 8) пологих схилах; 9) спадистих схилах; 10) сильноспадистих схилах; 11) крутих схилах; 12) дуже крутих схилах; 13) кар'єрних нішах; 14) рівних поверхнях; 15) горбистих поверхнях.

Межі: – місцевостей; – стрій; – урочищ.

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 – малоймовірне, короткотривале | 5 рівня – сильне, тривале |
| 2 рівня – дуже слабке, короткотривале | 6 рівня – дуже сильне, довготривале |
| 3 рівня – слабке, короткотривале | 7 рівня – катастрофічне, довготривале |

Додаток К

Класифікація радіаційних аварій і подій (Норми..., 1997)

Рівень	Тип	Критерій	Приклади
7	Велика аварія (катастрофа)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Зовнішній викид більшої частини радіоактивного матеріалу з ядерної установки чи реактора, еквівалентний десяткам тисяч терабеккерелей ¹³¹J. 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 рік, Україна
6	Серйозна аварія	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Зовнішній викид радіоактивних матеріалів, еквівалентний тисячам – десяткам тисяч терабеккерелей ¹³¹J. Такий викид призводить до значних екологічних порушень, негативного впливу на здоров'я людей певної країни чи регіону 	Завод з переробки ядерного палива у Киштимі, 1957 рік, Росія
5	Аварія, спричинена ризиком за межами ядерного об'єкта	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Зовнішній викид радіоактивних матеріалів, еквівалентний сотням або тисячам терабеккерелей ¹³¹J. Такий викид призводить до локальних екологічних наслідків і впливу на здоров'я людей навколо ядерного об'єкта. ➤ Серйозне пошкодження ядерної установки або реактора. 	<p>Реактор на заводі в Уіндскейлі, 1957 рік, Великобританія</p> <p>АЕС Три-Майл Айленд, 1979 рік, США</p>
4	Аварія, що не пов'язана зі значним ризиком за межами ядерного об'єкта	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Зовнішній викид радіоактивності, що призводить до дози опромінення для найбільш постраждалих осіб за межами ядерного об'єкта близько декількох мілізіверт ➤ Значне пошкодження ядерної установки або реактора ➤ Опромінення одного чи декількох осіб персоналу з високою імовірністю передчасної смерті 	<p>Завод з переробки ядерного палива в Уіндскейлі, 1973 рік, Великобританія</p> <p>АЕС Сен-Лоран, 1980 рік, Франція</p>

3	Серйозний інцидент	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Зовнішній викид радіоактивності, що призводить до дози поромінення 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 рік, Іспанія
2	Інцидент	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Подія, що призводить до поромінення персоналу, яке значно перевищує встановлений річний ліміт, чи подія, що викликає втрату значних кількостей радіо активності в зонах ядерного об'єкта, не призначених для цього за проектом ➤ Інциденти, що супроводжуються відмовою деяких приладів забезпечення радіаційної безпеки 	
1	Аномалія	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Нестандартна ситуація, що виходить за межі встановленого режиму експлуатації ядерного об'єкта. Вона зумовлена відмовою обладнання, помилкою людини чи хибним виконанням процедур 	
0	Відхилення	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Нестандартна ситуація, яка немає значення з погляду радіаційної безпеки 	



ЗМІСТ



Передмова	3
Розділ 1. Основні поняття і положення радіоекології ..	6
1.1. Визначення й напрями розвитку радіоекології ..	6
1.2. Характеристика іонізуючого випромінювання ..	9
1.3. Вплив радіації на екосистеми	15
Контрольні запитання	21
Розділ 2. Методи радіоекологічних досліджень	23
2.1. Радіоекологічний контроль	23
2.2. Радіометричні і радіоспектроскопічні методи ...	28
2.3. Радіогеохімічні і радіоізотопні методи	31
2.4. Радіогідроекологічний аналіз водних екосистем	34
Контрольні запитання	36
Розділ 3. Джерела іонізуючого випромінювання	37
3.1. Природні джерела радіації	37
3.2. Техногенні джерела радіації	41
3.3. Чорнобильська катастрофа та її екологічні	
наслідки	49
Контрольні запитання	53
Розділ 4. Особливості радіоактивного забруднення	54
4.1. Радіоактивне забруднення природних екосистем	54
4.2. Радіоактивне забруднення агроекосистем	57
4.3. Радіоактивне забруднення урбоекосистем	60
4.4. Радіоактивне забруднення техноекосистем	64
Контрольні запитання	68
Розділ 5. Радіаційна ситуація на Україні	69

5.1.	Джерела природної і техногенної радіації	69
5.2.	Радіоактивне забруднення довкілля	74
5.3.	Радіоактивне забруднення водних екосистем . . .	79
5.4.	Стан радіоактивного забруднення зони Контрольні запитання	83 86
Розділ 6.	Нормування радіаційного навантаження	87
6.1.	Радіоекологічна безпека і прийнятний ризик . . .	87
6.2.	Сучасні норми радіаційної безпеки на Україні . .	90
6.3.	Удосконалення нормування техногенної радіації Контрольні запитання	97 99
Розділ 7.	Радіоекологічний моніторинг	100
7.1.	Основні положення радіоекологічного моніторингу	100
7.2.	Напрями радіоекологічного моніторингу	102
7.3.	Радіоекологічне картографування і прогнозування Контрольні запитання	106 109
	Список рекомендованої літератури	110
	Список використаних літературних джерел	111
	Список використаних адрес в Інтернеті	118
	Додатки	120
A.	Основні терміни в радіоекології	120
B.	Характеристика сучасних дозиметрів-радіометрів .	132
B.	Атомна енергетика у світі станом на 1999 р.	134
Г.	Легенда до ландшафтно-радіогеохімічної карти терикону шахти „Візейська”	135
Д.	Радіаційна ситуація в гірничопромислових районах	136
Е.	Міжнародна шкала ядерних подій	140
Є.	Класифікація радіаційних аварій і подій	141
	Предметний покажчик	143

НАВЧАЛЬНЕ ВИДАННЯ

Іванов Євген Анатолійович

РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

Навчальний посібник

Редактор *Т. А. Веремчук*
Технічний редактор *С. З. Сенник*
Коректор *Р. П. Спринь*

Підп. до друку 2004. Формат 60×84/16.
Папір друк. Друк на різнограф. Гарнітура Times New Roman.
Умовн. друк. арк. 8,7. Обл. вид. арк. 9,0. Тираж 300. Зам. ____

Видавничий центр Львівського національного університету
імені Івана Франка. 79000 Львів, вул. Дорошенка, 41